REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS, REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATÓGENOS E SUBSTÂNCIAS NOCIVAS. APLICAÇÕES PARA FINS PRODUTIVOS COMO AGRICULTURA, AQÜICULTURA E HIDROPONIA

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES

UFES, UFRN, UFPB, UFSC, UFPE, UFV, EPUSP/USP, UFMG, UFRGS, PUC-PR, UNICAMP

Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema *Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patógenos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aqüicultura e hidroponia*, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB – Edital 03, coordenada pelo Prof. Ricardo Franci Gonçalves do Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.

O objetivo geral do Programa é desenvolver e aperfeiçoar tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria da qualidade de vida da população brasileira, especialmente as camadas menos favorecidas.

Operacionalizado através de redes cooperativas e gerenciado pela FINEP, o PROSAB já lançou 3 editais para a seleção de instituições capacitadas para desenvolver projetos em temas prioritários (1996, 1998 e 2000). Contando com o apoio da ABES, o financiamento do PROSAB é compartilhado pela FINEP, CNPq e CAIXA que alocam recursos para projetos, bolsas de pesquisa e ações de avaliação e divulgação, respectivamente.

A execução das pesquisas de forma cooperada tem permitido a abordagem integrada das ações dentro de cada tema, otimizando a aplicação dos recursos e evitando a duplicidade e a pulverização de iniciativas. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições têm interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e seminários anuais.

O PROSAB tem sido divulgado na sua home page (www.finep.gov.br/prosab), e através de diversas publicações em revistas especializadas e da apresentação de trabalhos e participação em mesas redondas nos principais eventos da área de Saneamento Básico. Ao término de cada edital são elaborados livros, manuais e coletânea de artigos versando sobre as tecnologias desenvolvidas, distribuídos gratuitamente para as prefeituras, concessionárias de serviços de saneamento e bibliotecas. Também são ministrados cursos sobre essas tecnologias em diversas localidades do país.

Ao longo dos últimos 7 anos, o PROSAB vem se destacando na área de Saneamento como modelo de gestão de programa cooperativo e financiamento compartilhado, em função dos resultados já obtidos, quais sejam: desenvolvimento e aperfeiçoamento de diversas tecnologias, produtividade científica, formação e capacitação de recursos humanos especializados, modernização da infra-estrutura de pesquisa e desenvolvimento, consolidação de grupos de pesquisa emergentes, dentre outros.

GRUPO COORDENADOR DO PROSAB

Jurandyr Povinelli – EESC
jpovinel@sc.usp.br

Cícero O. de Andrade Neto – UFRN
cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto – CNPq
dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – Ministério das Cidades
marcos.montenegro@cidades.gov.br

Anna Virgínia Machado – ABES
annav@ax.apc.org

Sandra Helena Bondarovsky – CAIXA
sandra.bondarovsky@caixa.gov.br

Jeanine Ribeiro Claper – CAIXA
jeanine.claper@caixa.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo – FINEP
cmfigue@finep.gov.br

O PROSAB – Edital 3 foi parcialmente financiado com recursos do Fundo de Recursos Hídricos.

Ricardo Franci Gonçalves
(*coordenador*)

Desinfecção de Efluentes Sanitários

Vitória-ES
2003

Ricardo Franci Gonçalves
(*coordenador*)

Coordenadores de Projeto
Adrianus Van Haandel – UFPB
Bruno Coraucci Filho – UNICAMP
Marcos Von Sperling – UFMG
Hênio Normando de Souza Melo – UFRN
Sérgio João de Luca – UFRGS
Mário Takayuki Kato – UFPE
Miguel Mansur Aisse – PUC/PR
Flávio Rubens Lapolli – UFSC
Ricardo Franci Gonçalves – UFES
Rafael Kopschitz Xavier Bastos – UFV
Roque Passos Piveli – EPUSP/USP

Consultores
Eduardo Pacheco Jordão – UFRJ
Marcos Omir Marques – UNESP
Pedro Além Sobrinho – USP

Autores

Bruno Coraucci Filho (UNICAMP)
Carlos Augusto Lemos Chernicharo (UFMG)
Cícero Onofre de Andrade Neto (UFRN)
Décio Jürgensen (SANEPAR)
Eduardo Pacheco Jordão (UFRJ)
Flávio Rubens Lapolli (UFSC)
Henio Normando de Souza Melo (UFRN)
Lourdinha F. dos Santos (UFPE)
Luis Olinto Monteggia (UFRGS)
Marcos von Sperling (UFMG)
Maria Eliza Nagel Hassemer (UFSC)
Mário Takayuki Kato (UFPE)
Mauro Floriano de Sousa Cartaxo
Miguel Mansur Aisse (PUC-PR)
Paula Dias Bevilacqua (UFV)
Pedro Alem Sobrinho (USP)
Rafael Kopschitz Xavier Bastos (UFV)
Regina Keller (UFES)
Ricardo Franci Gonçalves (UFES)
Roberto Feijó de Figueiredo (UNICAMP)
Ronaldo Stefanutti (UNICAMP)
Roque Passos Piveli (USP)
Sérgio João de Lucca (UFRGS)
Tércio D'al Col Sant'ana (UFES)
Vicente de Paula Silva

Colaboradores

Marllon Boamorte Lobato (PUC-PR)
Edna B. S. Toledo (PUC-PR)
Leandro Bassani (UFSC)
Adrianus van Haandel (UFCG)
José Roberto Guimarães (UNICAMP)
Dolores Ursula Mehnert (USP)
Urara Kawazoe (UNICAMP)
Doralice Meloni Assirati (UNICAMP)
Nelson Victória Bariani (UNICAMP)
Marta Siviero Guilherme Pires (UNICAMP)
Fabrícia Fafá de Oliveira (UFES)

Sumário

Prefácio

O PROSAB tem por objetivo geral apoiar o desenvolvimento da pesquisa e o aperfeiçoamento de tecnologia nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria das condições de vida da população brasileira, especialmente as menos favorecidas.

Na temática dos esgotos sanitários, os pesquisadores que trabalharam articulados nas redes do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) já investigaram o tratamento por processo anaeróbio e disposição controlada no solo e as técnicas do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, que permitiram publicar até aqui seis volumes, todos extremamente bem recebidos pelo meio técnico ao qual se destinavam. A linha de pesquisa correlata, que teve por objetivo o tratamento, disposição e aproveitamento dos lodos gerados no tratamento dos esgotos e das águas de abastecimento, possibilitou por sua vez a publicação de outros cinco volumes.

Com essas publicações, o PROSAB vem cumprindo um de seus objetivos específicos, assegurando a difusão e a transferência para domínio público das tecnologias desenvolvidas em seu âmbito. Com efeito, não se tem notícia de programas de pesquisas cujos resultados tenham sido objeto de tão amplo processo de disseminação.

Agora, o leitor tem em mãos mais um livro, que integra a já extensa produção bibliográfica de responsabilidade do PROSAB, desta feita tratando do tema da desinfecção de esgotos sanitários. Preparado a partir dos esforços de pesquisas desenvolvidas durante 3 anos por equipes das diversas instituições que participaram da Rede Temática 2 no âmbito do Edital 3 do PROSAB, seu conteúdo reflete o estado da arte da desinfecção dos esgotos, sendo portanto obra de referência não só para os técnicos que projetam, constroem e operam sistemas de esgotamento sanitário, mas também para os que militam em órgãos ambientais e de saúde e para professores e estudantes com interesse em saneamento.

A qualidade técnica e a abrangência desta publicação refletem mais uma vez o quão acertada foi a opção do PROSAB pelos processos participativos que se materializaram na constituição das redes cooperativas de pesquisas em torno de temas previamente selecionados. Resulta, assim, sinergia elevada que permite, com investimentos relativamente pequenos, maximizar tanto os resultados diretos das pesquisas conduzidas como os indiretos de formação e qualificação dos pesquisadores e de constituição de redes laboratoriais nas universidades e instituições de pesquisa do País equipadas para investigar temas de interesse do saneamento.

O Brasil não pode adiar mais seu compromisso com a universalização do saneamento nas cidades e no campo. Os desafios a nossa frente incluem a institucionalização da Política Nacional de Saneamento Ambiental, a modernização institucional do sistema de prestação dos serviços, a mobilização dos vultosos recursos necessários à expansão dos sistemas e a necessária reposição dos ativos desgastados. Não é possível vencer essas batalhas sem avançar no domínio da tecnologia, procedendo à revisão do padrão tecnológico atual e estabelecendo normas e padrões adequados que reconheçam as particularidades regionais e locais e os diferentes níveis de atendimento à população, preservando ou recuperando o meio ambiente, tal como preconizado pelo PROSAB.

Setembro de 2003

Marcos Helano Fernandes Montenegro
Engenheiro civil e sanitarista
Diretor de Desenvolvimento e Cooperação Técnica
Secretaria Nacional de Saneamento
Ministério das Cidades

Capítulo 1

Introdução

Ricardo Franci Gonçalves, Eduardo Pacheco Jordão e Pedro Alem Sobrinho

---

A grande deficiência de saneamento básico em várias regiões brasileiras, em especial de esgotamento sanitário, impõe a grande número de pessoas riscos inaceitáveis de exposição direta ou indireta a esgotos sanitários. O volume de esgotos sanitários lançado no solo ou em corpos d'água, em estado bruto ou insuficientemente tratado, constitui expressiva carga de organismos patogênicos excretados por indivíduos infectados no meio ambiente. Mesmo nos locais onde há estações de tratamento, são reais os riscos de contaminação de pessoas pelo contato direto ou indireto com o efluente tratado. Esse quadro de deficiência da barreira sanitária tem forte influência nos indicadores de saúde, muito abaixo dos padrões mínimos da dignidade humana em várias regiões brasileiras.

A transmissão de organismos patogênicos ao homem pode ocorrer por ingestão direta de água não tratada; ingestão direta de água tratada de má qualidade; ingestão de alimentos contaminados; ou pela infecção resultante do contato da pele com água ou solo contaminados. Essas rotas de transmissão evidenciam a necessidade de controle da qualidade das águas utilizadas para recreação, das fontes de abastecimento de água para consumo humano e irrigação, assim como dos alimentos e do solo. Em todos os casos citados, os excretas e, em especial, os esgotos sanitários são as principais fontes de contaminação dos corpos d'água e do solo, transmitindo grande quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos patogênicos aos seres humanos. Mais recentemente entram em foco as chamadas doenças "emergentes", na forma de zoonoses, estabelecendo vínculos de transmissão importantes entre esgotos sanitários e dejetos de animais.

Para implantação de uma efetiva barreira de controle de agentes transmissores de doenças infecciosas em que o contato humano com esgotos é provável, os processos de desinfecção de esgotos são, em geral, a prática mais segura e de menor custo. A desinfecção de esgotos tem por objetivo a inativação seletiva dos organismos que ameaçam a saúde humana, de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos para as diferentes situações. Sua inserção no fluxograma de uma estação de tratamento pode se dar de forma específica, pela construção de uma etapa exclusiva para a

desinfecção, ou por intermédio da adaptação de processos existentes para realizar, dentre outras tarefas, também a desinfecção.

A produção de efluentes tratados com baixas densidade de coliformes fecais (CF) (por exemplo, CF $< 10^3$ NMP/100 ml) é possível por meio do emprego de processos naturais ou físico-químicos concebidos especificamente para a desinfecção. O cloro (líquido ou gasoso) é o agente inativador de organismos patogênicos presentes em esgotos sanitários mais econômico e difundido, sendo muito eficiente na inativação de bactérias e vírus. Entretanto, alguns de seus compostos podem produzir subprodutos tóxicos de efeitos crônicos à saúde humana e ao meio ambiente. Além disso, compostos clorados não possuem capacidade desinfetante para protozoários patogênicos e helmintos. Outras opções com base em processos químicos (ozonização e misturas oxidantes), assim como físicos (filtração terciária ou radiação ultravioleta) e naturais (lagoas de estabilização ou disposição controlada no solo), oferecem alternativas cada vez mais interessantes à cloração seguida de descloração dos efluentes tratados.

A desinfecção, portanto, configurou-se como o mais recente objetivo do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) no sentido de desenvolver tecnologia apropriada e compatível com os esforços de desenvolvimento tecnológico realizados até hoje. A rede de pesquisas cooperativas nº 2, formada por meio do edital 03/2000 do PROSAB, teve por tema central a "Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de patógenos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos, como agricultura, aquicultura e hidroponia". Os principais resultados e as tecnologias desenvolvidas ou adaptadas às condições mais freqüentemente encontradas no Brasil, bem como os aspectos de cunho fundamental e aplicado e os mais atuais do conhecimento humano sobre o assunto, são abordados neste livro.

Organismos patogênicos em esgotos sanitários

A contaminação de seres humanos por esgotos sanitários pode ser causada por bactérias, vírus entéricos ou parasitas intestinais (protozoários e helmintos) presentes em grandes quantidades no esgoto sanitário. A diversidade e a quantidade dos organismos patogênicos no esgoto depende de vários fatores, dentre os quais a quantidade de indivíduos infectados na população e a densidade de organismos patogênicos nos excrementos desses indivíduos. Conforme será visto em detalhes no Capítulo 2, a transmissão dos patógenos pode ser facilitada pelos seguintes fatores: 1. alta carga excretada; 2. baixa dose infectante; 3. baixa imunidade; 4. sobrevivência prolongada no meio ambiente; 5. inexistência de período de latência no meio ambiente; 6. existência de reservatório animal; 7. inexistência de hospedeiros intermediários; 8. resistência aos processos de tratamento de água e esgotos; e 9. múltiplos modos de transmissão. Uma breve descrição dos principais grupos de organismos é apresentada

a seguir, recomendando-se a leitura do Capítulo 2 para a obtenção de informações mais completas.

Bactérias – Encontram-se presentes em maior quantidade do que outros organismos nos esgotos sanitários (Tabela 1.1). As bactérias são organismos do reino monera, procariotas (sem núcleo definido), unicelulares, quimio-heterotróficos ou quimio-autotróficas, dependendo da espécie, e se reproduzem por divisão binária simples. Uma fração importante da população de bactérias presente no esgoto sanitário faz parte da microbiota do trato gastrointestinal dos seres humanos (ex.: *E. coli, Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp.). Dentre elas, destaca-se o grupo das bactérias coliformes fecais, ou mais recentemente denominadas coliformes termotolerantes, selecionado, por suas características, como *organismo indicador* de contaminação de águas de maneira geral. Normalmente, os organismos indicadores não são causadores de doenças, porém estão associados à provável presença de organismos patogênicos de origem fecal na água. Além das bactérias não patogênicas, oriundas do trato intestinal de humanos e animais, os esgotos sanitários também contêm bactérias patogênicas que causam doenças gastrointestinais em humanos, como febre tifóide, cólera, diarréia e disenteria (Ex: *Salmonella* spp. e *Shigella* spp.). Geralmente, são os organismos patogênicos mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos.

Vírus – No que se refere aos esgotos sanitários, os vírus de maior interesse são conhecidos como vírus entéricos. Nesse grupo encontram-se aqueles que se multiplicam no trato gastrointestinal do ser humano, sendo eliminados em elevadas densidades pelas fezes (10^6-10^{12}/g fezes). Os vírus são os organismos patogênicos de menores dimensões, com ordem de grandeza de nanômetro. São organismos constituídos pela associação de material genético (DNA ou RNA) com cobertura protéica protetora (capsídeo) que só se multiplicam no interior de células vivas (são parasitas intracelulares obrigatórios). Apresentam sobrevivência similar ou um pouco superior à das bactérias no meio ambiente, sendo, no entanto, mais resistentes aos processos de tratamento. Os vírus entéricos podem causar vários tipos de doenças, nem sempre restritas ao aparelho digestivo, dentre elas algumas consideradas emergentes atualmente. As doenças mais conhecidas causadas por vírus entéricos são a hepatite infecciosa (vírus da hepatite A), as gastroenterites (enterovírus e parvovírus) e as diarréias (rotavírus e adenovírus).

Protozoários – Os protozoários patogênicos aos seres humanos, associados aos esgotos sanitários, mais comuns e reconhecidos há mais tempo são *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Balantidium coli*. Mais recentemente, grande destaque tem sido dado ao *Cryptosporidium*, anteriormente reconhecido apenas como um patógeno animal. Os protozoários são organismos unicelulares, eucariotas, quimio-heterotróficos e pertencem ao reino protista. O ciclo de vida dos protozoários

relacionados aos esgotos sanitários é composto basicamente por duas fases: um estágio de alimentação e reprodução no trato intestinal do hospedeiro e um estágio de resistência ou inativo, em que ocorre formação de uma cápsula protetora (cisto) que permite sua sobrevivência até mesmo fora do hospedeiro. Os cistos excretados por seres humanos ou animais podem infectar imediatamente um novo hospedeiro humano, podendo um único cisto desencadear um processo infeccioso. Os cistos apresentam sobrevivência moderada no meio ambiente, porém são bem mais resistentes que bactérias e vírus à ação dos desinfetantes usualmente empregados em processos de tratamento de água e esgotos, particularmente ao cloro. Por outro lado, apresentam tamanho (4-60 mm) e densidades que favorecem a potencial remoção por sedimentação e filtração.

Helmintos – Os helmintos são organismos eucariotas, pluricelulares, quimio-heterotróficos, pertencentes ao reino Animalia, altamente especializados para viverem como parasitas humanos. Apresentam-se nos esgotos sob as formas de ovos e larvas visíveis ao microscópio, não sendo classificados como microrganismos em função do tamanho (os ovos atingem de 20 a 50 mm). Os ovos de helmintos são extremamente resistentes no meio ambiente e à ação da maioria dos desinfetantes. Sua remoção dos esgotos é preferencialmente realizada em processos de separação sólido/líquido (ex: filtração ou sedimentação), devido ao tamanho e à densidade de ovos e larvas. A maioria dos helmintos apresenta um ciclo biológico complexo, que se inicia com a ingestão de ovos ou larvas pelo hospedeiro, seguido do desenvolvimento no organismo dos estádios de larva, da reprodução sexuada das mesmas, da produção de ovos e, por último, da excreção de ovos e larvas nas fezes. A contaminação de seres humanos pode ocorrer pela ingestão de ovos ou larvas (ex.: *Ascaris lumbricoides*) ou por penetração de larvas na pele ou na mucosa (ex.: *Ancylostoma duodenale*). Em geral, basta um ovo ou larva para desencadear um processo infeccioso.

As faixas de densidades dos principais organismos de interesse para a saúde humana, observadas com mais freqüência em esgotos sanitários, são apresentadas na Tabela 1.1. Tanto quanto os demais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização de esgotos sanitários, a presença de organismos patogênicos e seus indicadores também varia em função do tempo. Nos períodos de ocorrência de epidemias relacionadas à água, as densidades dos organismos patogênicos implicados com as doenças aumentam significativamente no esgoto. Nas regiões onde há deficiências na barreira sanitária, as densidades de patógenos também tendem a ser mais elevadas.

Tabela 1.1 Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos.

Microrganismo	Contribuição per capita (org/hab.d)	Concentração (org/100 ml)
Bactérias		
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^{10}
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
Escherichia coli	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
Salmonellae spp.	10^5 a 10^6	10^2-10^3
Estreptococos fecais	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
Pseudomonas aeruginosa	10^4-10^5	10^1 a 10^2
Protozoários		
Cistos de *Giardia* sp.	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
Oocistos de *Cryptosporidium* spp.	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Helmintos		
Ovos de helmintos	10^4 a 10^6	10^1 a 10^3
Vírus		
Vírus	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

Fonte: Adaptado de Bastos *et al.* (2001), Tchobanoglous & Burton (1991) e Chernicharo *et al.* (2001).

Eficiências das tecnologias de tratamento na remoção de patógenos

Quase todos os processos de tratamento de esgotos sanitários existentes foram inicialmente concebidos para realizar a remoção de matéria orgânica, com possibilidade de adaptação para remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Esse objetivo de desempenho foi objeto das duas primeiras etapas do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), que enfatizou o desenvolvimento de tecnologia para tratamento anaeróbio de esgotos e pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Campos, 1999; Chernicharo *et al.*, 2001). Em que pesem os aperfeiçoamentos atingidos, os processos de tratamento apresentam, via de regra, eficiências elevadas, porém insuficientes na inativação de organismos patogênicos e seus indicadores. Os valores médios das densidades de coliformes fecais no esgoto sanitário de características médias, submetido a diferentes níveis de tratamento, são apresentados na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 Níveis de tratamento e valores típicos dos principais parâmetros de qualidade nos efluentes.

Nível de tratamento	SS (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Coliformes fecais (NMP/100 ml)
Esgoto bruto	300	600	300	1,00 E+07
Primário	120	420	180	1,00 E+07
Anaeróbio	100	210	90	1,00 E+05
Secundário/lagoas facultativas	80	150	30	1.00 E+04
Secundário	20	85	20	1,00 E+05
Filtração terciária	5	50	5	1,00 E+04

Tome-se por exemplo as densidades de coliformes fecais, que vêm a ser o principal grupo de organismos indicadores de contaminação fecal de águas. Em termos práticos, admite-se que o grau de poluição/contaminação da água é proporcional à densidade de indicadores presente. Em função das grandes quantidades de microrganismos a serem inativados no esgoto sanitário, a eficiência de remoção necessária para que o efluente tratado atinja os padrões de qualidade microbiológica pode superar 99,99%. Um caso típico é a associação de reatores UASB e pós-tratamento aeróbio mecanizado, tratando esgotos em nível secundário, que, mesmo reduzindo, em média, de 90% a 99% a densidade inicial de coliformes fecais, ainda gera efluentes com importantes densidades de organismos (a redução é de apenas 1 ou 2 ordens logarítmicas), como se observa:

- Densidade de coliformes fecais típica do esgoto bruto: 10^7 NMP/100 ml
- Densidade de coliformes no efluente com 90% de redução: 10^6 NMP/100 ml
- Densidade de coliformes no efluente com 99% de redução: 10^5 NMP/100 ml
- Redução necessária para atingir um padrão de reúso agrícola ou de balneabilidade (efluente com 10^3 NMP/100 ml): 99,99%

Portanto, mais do que os valores de eficiência de remoção de coliformes fecais, a densidade de microrganismos no efluente tratado deve ser considerada balizadora. Comparando os diferentes processos de tratamento na Tabela 1.3, organizada por Von Sperling & Chernicharo (2002), observa-se que os únicos processos de tratamento capazes de produzir efluentes tratados com densidades de coliformes fecais iguais ou inferiores a 10^3 NMP/100 ml são as lagoas de maturação, a infiltração no solo e aqueles que possuem uma etapa específica para desinfecção. Além desses, processos envolvendo lagoas de estabilização não mecanizadas e filtração física (infiltração no solo e biofiltros aerados submersos) também podem alcançar baixas densidades de ovos de helmintos no efluente.

Tabela 1.3 Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de coliformes fecais (termotolerantes) e ovos de helmintos.

Sistema	Coliformes fecais (NMP/100 ml)				Ovos de helmintos
	1×10^6	1×10^5	1×10^4	1×10^3	≤ 1 ovo/L
Lagoa facultativa					
Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa					
Lagoa aerada facultativa					
Lagoa aerada mistura completa – lagoa de sedimentação					
Lagoa + lagoa de maturação					
Lagoa + lagoa de alta taxa					
Lagoa + remoção de algas					
Infiltração lenta					
Infiltração rápida					
Escoamento superficial					
Terras úmidas construídas (*wetlands*)					
Tanque séptico + filtro anaeróbio					
Tanque séptico + infiltração					
UASB					
UASB + lodos ativados					
UASB + biofiltro aerado submerso					
UASB + filtro anaeróbio					
UASB + filtro biológico de alta carga					
UASB + lagoas de maturação					
UASB + escoamento superficial					
Lodos ativados convencionais					
Aeração prolongada					
Reator por batelada					
Lodos ativados com remoção biológica de N					
Lodos ativados com remoção biológica de N/P					
Lodos ativados + filtração terciária					
Filtro biológico percolador de baixa carga					
Filtro biológico percolador de alta carga					
Biofiltro aerado submerso					
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N					
Biodisco					
Qualquer das tecnologias anteriores + desinfecção					Variável

Fonte: Von Sperling & Chernicharo (2002).

Padrões de qualidade

Do ponto de vista da engenharia sanitária, a desinfecção pode ser definida como a etapa responsável pela redução das densidades de microrganismos de interesse até os limites estabelecidos pela legislação para os diferentes tipos de usos da água. Para cada um desses usos aplicam-se critérios e padrões de qualidade, em que não apenas as incidências e as concentrações máximas de organismos são consideradas, mas os próprios organismos, grupos e tipos.

Verifica-se no Brasil que a legislação federal estabelece padrões microbiológicos para águas tratadas destinadas a consumo público (padrões de potabilidade), padrões microbiológicos para águas brutas destinadas a diversos usos, como captação e tratamento para consumo, preservação da flora e da fauna, irrigação (padrões de qualidade em geral ou padrões ambientais) e padrões microbiológicos para banho (padrões de balneabilidade).

Padrões de potabilidade

Os padrões microbiológicos para águas tratadas destinadas a consumo público estão definidos na Portaria 1469/2000 do Ministério da Saúde. Referem-se a *Escherichia coli* e a coliformes fecais (termotolerantes), que devem estar ausentes na água tratada para consumo. Referem-se também a coliformes totais, admitindo limites máximos de acordo com regras estabelecidas na portaria. A discussão dos padrões de potabilidade foge ao escopo deste livro.

Padrões ambientais (para o corpo d'água)

Os padrões microbiológicos para corpos d'água doce no Brasil são definidos pela Resolução Conama 20/86. Para atender ao sistema de classes de qualidade previsto na referida resolução, águas doces, salobras e salinas são classificadas em nove classes, de acordo com os usos preponderantes (Tabela 1.4).

Os padrões microbiológicos para corpos d'água doce são funções do uso da água e da classe em que se acha enquadrado o corpo d'água, definidos na Resolução Conama 20/86, de acordo com a Tabela 1.5.

Deve-se destacar que a Resolução Conama 20/86 encontra-se atualmente em processo de revisão e que esses valores específicos podem sofrer alteração.

Padrões de balneabilidade

Os mais recentes padrões microbiológicos para águas destinadas à recreação de contato primário (padrões de balneabilidade) estão definidos na Resolução Conama

274/2000. Segundo Jordão & Pessoa (2003), as recomendações e os padrões de balneabilidade foram inicialmente estabelecidos nos Estados Unidos, visando à proteção ao banho em águas doces e no mar. O primeiro indicador recomendado como controle foi o de coliformes totais (CT), sendo já em 1968 desenvolvido o de coliformes fecais (CF) pela Administração Federal de Controle da Poluição americana (FWPCA/USA). Em 1979, a maioria dos estados americanos adotava os CF como padrão de balneabilidade. Em 1986, a Agência de Proteção Ambiental (EPA/USA) passou a adotar como indicador os enterococos.

Tabela 1.4 Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução Conama nº 20, 18/06/86).

Uso	**Classe**								
		Doces				**Salinas**		**Salobras**	
	Especial	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Abastecimento doméstico	x	x (a)	x (b)	x (b)					
Preserv. equil. natural das comun. aquáticas	x								
Recreação de contato primário		x	x			x		x	
Proteção das comunidades aquáticas		x	x			x		x	
Irrigação		x (c)	x (d)	x (e)					
Criação de espécies (aqüicultura)		x	x			x		x	
Dessedentação de animais				x					
Navegação					x		x		x
Harmonia paisagística					x		x		x
Recreação de contato secundário							x		x
Usos menos exigentes					x				

Notas: a) após tratamento simplificado; b) após tratamento convencional; c) hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e sejam ingeridas cruas sem remoção de película; d) hortaliças e plantas frutíferas; e e) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.
Fonte: Von Sperling, 1996.

Tabela 1.5 Padrões microbiológicos para corpos d'água (NMP/100 ml)

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Coliformes totais	1.000	5.000	20.000
Coliformes fecais	200	1.000	4.000

No Brasil, o índice de coliformes totais foi igualmente adotado no princípio, passando a coliformes fecais somente a partir da edição da Portaria 13/76 do Ministério do Interior, quando a antiga Secretaria Especial do Meio Ambiente propôs o critério de classificação das águas no País. Esses indicadores foram mantidos na conhecida Resolução Conama 20/86, que estabeleceu padrões de balneabilidade, criando as categorias de águas para banho "excelente, muito boa, satisfatória e imprópria", com base em coliformes totais e fecais. Em dezembro de 2000, o Conselho Nacional do Meio Ambiente promulgou a Resolução 274/2000, que, no caso das águas salobras e salinas, substitui os indicadores anteriores por enterococos, *Escherichia coli* (EC) e coliformes fecais (CF).

Por que tais mudanças e que critérios as justificam? Primeiramente, se deve considerar que a escolha de indicadores de contaminação nas águas de banho deve, ao menos idealmente, ser representada por microrganismos ou substâncias químicas cujas densidades ou concentrações presentes possam ser relacionadas a riscos à saúde dos freqüentadores desses corpos d'água. É justamente com base nos resultados obtidos historicamente entre *evidência epidemiológica* e *dados quantitativos dos diversos indicadores* que tem ocorrido a evolução de recomendações e padrões.

Ainda segundo Jordão & Pessoa (2003), verifica-se que o desenvolvimento das recomendações e dos padrões para banho ou para águas de recreação de contato primário tem seguido um caminho mais ou menos lógico:

- Primeiro, foram adotados parâmetros e critérios relativos à *melhor tecnologia de controle disponível*, na verdade, com pouca evidência epidemiológica e praticamente nenhum relacionamento entre risco de contrair uma enfermidade e presença de poluentes. Foi o caso dos coliformes totais.
- Em um segundo passo, considerou-se a relação entre *risco possível ou detectável* e presença de poluentes, existindo já pleno conhecimento de que a presença de CT não representava necessariamente contaminação fecal. Já os coliformes fecais se mostravam mais representativos da contribuição fecal e podiam ser indicação mais realista de risco à saúde. Estudos epidemiológicos buscando relacionar densidade de organismos (CF) e efeitos à saúde (risco detectável) foram desenvolvidos nesta fase.
- Um terceiro passo foi a identificação do *risco aceitável*, devendo existir uma quantidade suficiente de dados epidemiológicos correspondendo a medições de qualidade do corpo d´água. Estudos desenvolvidos em praias de Nova

> York e publicados por Cabelli e colaboradores em 1976, 1979 e 1983 buscaram associar a evidência de doenças gastrointestinais (vômito, diarréia, dor de estômago e náusea – sem e com febre, sem e com necessidade de acompanhamento médico) nos freqüentadores de banho de mar (sintomas verificados/1.000 pessoas) à densidade de enterococos, *Escherichia coli*, CF e outros microrganismos. Os resultados encontrados mostraram que esse relacionamento é melhor representado por enterococos, depois por *Escherichia coli* e, por último, coliformes fecais. Um estudo semelhante foi iniciado pela Cetesb em São Paulo, em 2002.

Assim, os enterococos representam atualmente o melhor indicador entre os analisados, sem que se deva considerar erro o controle por outros organismos. Vale lembrar que, seja qual for o organismo escolhido, ele é uma indicação da presença de esgotos lançados, com maior ou menor precisão, não necessariamente da ocorrência de doenças, mas uma indicação do risco de contrair enfermidade. Os padrões nacionais vigentes estabelecem para águas de banho de mar a qualidade indicada na Tabela 1.6 (Resolução Conama 274/2000). Os padrões ainda são detalhados em relação à freqüência de ocorrência (80% do tempo) e a outros componentes (algas, etc.), e nos casos em que algumas praias se mostrem sistematicamente impróprias é recomendada a pesquisa de organismos patogênicos.

Padrões para uso agrícola

O reúso do esgoto tratado para irrigação constitui prática desejável, particularmente nas regiões áridas e semi-áridas, onde a disponibilidade hídrica é baixa. As diretrizes adotadas pela Organização Mundial da Saúde (1989) estabelecem a qualidade microbiológica de efluentes tratados para diferentes usos com base na concentração de coliformes fecais e n o número de ovos de helmintos por unidade de volume (Tabela 1.7).

No Brasil, os limites estabelecidos pelo Conama para águas de classe 2 destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas fixam em 80% ou mais, de pelo menos 5 amostras mensais, um valor igual ou menor que 1.000 CF/100 ml e 5.000 CT/100 ml.

Processos de desinfecção

A desinfecção de esgotos sanitários não visa à eliminação total de microrganismos (esterilização), conforme ocorre na medicina e na indústria de alimentos. Desinfetar esgotos é uma prática que busca inativar seletivamente espécies de organismos presentes no esgoto sanitário, em especial aquelas que ameaçam a saúde humana, em consonância com os padrões de qualidade estabelecidos para diferentes situações. Os mecanismos envolvidos na desinfecção dos organismos patogênicos podem ser reunidos em três grupos (Daniel, 2001):

a) Destruição ou danificação da parede celular, do citoplasma ou do núcleo celular. O agente desinfetante atua sobre os componentes dessas estruturas celulares, impedindo que desenvolvam suas funções elementares adequadamente.
b) Alteração de importantes compostos envolvidos no catabolismo, como enzimas e seus substratos, alterando o balanço de energia na célula.
c) Alteração nos processos de síntese e crescimento celular, mediante alteração de funções como a síntese de proteínas, de ácidos nucléicos e coenzimas.

Tabela 1.6 Padrões de balneabilidade – Resolução Conama 274/2000.

Balneabilidade – categoria		**Padrões para o corpo d'água**
Própria	Excelente	Máximo de 250 CF/100 ml[1] ou 200 EC/100 ml[3] ou 25 enterococos/100 ml[4] em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
	Muito boa	Máximo de 500 CF/100 ml[1] ou 400 EC/100 ml[3] ou 50 enterococos/100 ml[4] em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
	Satisfatória	Máximo de 1000 CF/100 ml[1] ou 800 EC/100 ml[3] ou 100 enterococos/100 ml[4] em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
Imprópria		a) Não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias.
		b) Incidência elevada ou anormal, na região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicadas pelas autoridades sanitárias.
		c) Valor obtido na última amostragem for superior a 2500 CF/100 ml[1] (termotolerantes) ou 2000 EC/100 ml[3] ou 400 enterococos/100 ml.
		d) Presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer risco à saúde ou tornar desagradável a recreação.
		e) pH $< 6,0$ ou pH $> 9,0$ (águas doces), à exceção das condições naturais.
		f) Floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana.
		g) Outros fatores que contra-indiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

1. Coliformes fecais; 2. coliformes totais; 3. *Escherichia coli;* 4. os padrões referentes aos enterococos aplicam-se somente às águas marinhas.

Tabela 1.7 Recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS) relativas à qualidade microbiológica para uso agrícola[a] de efluentes de estações de tratamento de esgoto.

Categoria	Condições de reúso	Grupo exposto	Ovos de helmintos/L[b] (média aritmética)	CF/100 ml[c] (média geométrica)
A	Irrigação de culturas que são ingeridas cruas, campos de esporte e parques públicos[d]	Trabalhadores, consumidores, público	≤ 1	≤ 1.000[d]
B	Irrigação de culturas não ingeridas cruas, como cereais para a indústria, pastos, forragem e árvores	Trabalhadores	≤ 1	Não se recomenda
C	Irrigação de culturas da categoria B, se o público e os trabalhadores não ficam expostos	Nenhum	Não se aplica	Não se aplica

Fonte: OMS (1989).

a) Em casos específicos, de acordo com os fatores ambientais, epidemiológicos, locais e socioculturais, devem ser consideradas modificações das recomendações; b) espécies dos nematóides: *Ascaris, Trichuris*, *Necator americanus* e *Ancilostoma duodenale*; c) durante o período de irrigação; d) recomendações mais rigorosas devem ser consideradas (≤ 200 CF/100 ml) para gramados públicos com os quais o público tem contato direto; e) no caso de árvores frutíferas, a irrigação deve ser suspensa duas semanas antes da colheita, sem que sejam apanhadas do chão.

A desinfecção pode ser realizada por meio de processos artificiais ou naturais (Figura 1.1).

Tanto os processos artificiais como os naturais utilizam, isoladamente ou de forma combinada, agentes físicos e químicos para inativar os organismos-alvo. No caso dos processos naturais, há, ainda, o concurso de agentes biológicos na inativação de patógenos. Entre os agentes físicos pode-se citar a transferência de calor (aquecimento ou incineração), as radiações ionizantes, a radiação UV e a filtração em membranas. O aquecimento é uma técnica reconhecidamente eficiente na desinfecção de águas, mas não encontra aplicação prática no tratamento de esgotos, por ser extremamente antieconômica até mesmo em pequena escala. As radiações ionizantes do tipo gama, também em função dos custos envolvidos, restringem-se a aplicações de pequena escala.

No tocante à radiação ultravioleta, suas aplicações experimentam aceitação crescente, tanto pela técnica de solarização, que utiliza a luz solar para a potabilização de águas em pequena escala, quanto por reatores que geram artificialmente a radiação ultravioleta. A filtração em membranas já integra o fluxograma de algumas estações de tratamento de esgotos e experimenta crescente aplicação devido à redução de preço das membranas. A desinfecção química é realizada pela aplicação de compostos do grupo fenólico, álcoois, halogênios e metais pesados. Os agentes químicos mais utilizados na desinfecção de esgotos são cloro, dióxido de cloro e ozônio. Nos processos naturais, além dos agentes químicos e físicos naturalmente presentes, a ação de predação ou competição de outros organismos resulta na inativação de patógenos.

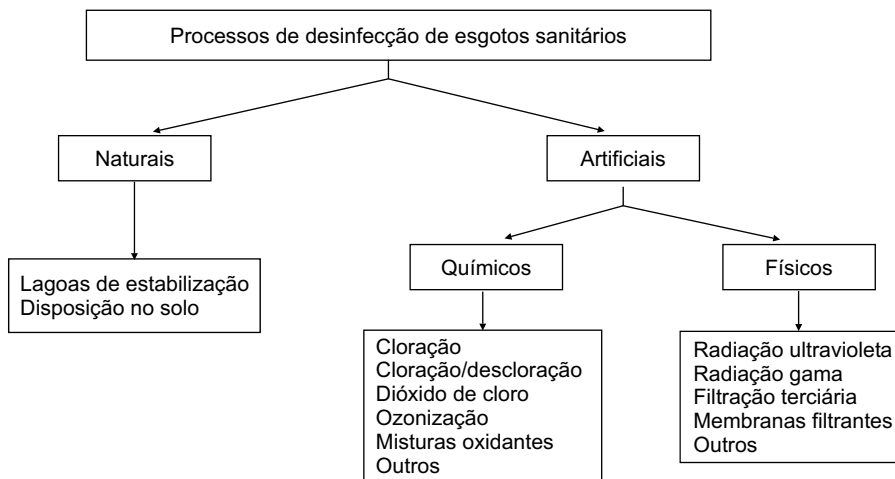



Figura 1.1 Processos de desinfecção de esgotos sanitários.

O desempenho de determinado processo de desinfecção depende diretamente da resistência específica dos diferentes organismos patogênicos ao agente desinfetante (cinética de decaimento), bem como da maneira pela qual ocorre o escoamento do líquido em seu interior (comportamento hidrodinâmico). No que se refere ao primeiro aspecto, sabe-se que os organismos presentes no esgoto possuem sensibilidades diferentes à qualidade (tipo) e à quantidade (dose) dos diversos agentes desinfetantes. Mesmo que determinado produto desinfetante seja fornecido em quantidade suficiente à inativação de determinada espécie de organismo, é fundamental que o contato entre o desinfetante e os organismos ocorra de forma adequada. Por isso, é importante que sejam considerados os padrões de escoamento líquido nos processos, a fim de que o comportamento hidrodinâmico seja compatível com os resultados esperados. Uma abordagem detalhada sobre os aspectos relativos à cinética reacional e à hidráulica dos reatores de desinfecção é realizada no Capítulo 3.

No que se refere aos processos artificiais de desinfecção, as principais opções disponíveis são:

- *Cloração* – O cloro é largamente o desinfetante mais utilizado para águas e esgotos. É uma tecnologia mundialmente conhecida, normalmente aplicada nas formas de cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio e outros compostos na forma líquida ou sólida. A ação desinfetante do cloro deve-se principalmente ao mecanismo de oxidação do material celular. Entretanto, trabalhos científicos relatam inibição enzimática e danificação do material genético como outros mecanismos da desinfecção com cloro. Os compostos de cloro, ao serem adicionados à água, reagem formando ácido hipocloroso (HOCl) que se dissocia em OCl^- e H^+. A quantidade de HOCl e OCl^- em solução depende do pH e é chamado de cloro residual livre disponível. O cloro também reage com a matéria orgânica presente no esgoto, formando compostos organoclorados e cloraminas, conhecidos como cloro residual combinado. O ácido hipocloroso tem o maior poder desinfetante, seguido do íon hipoclorito (OCl^-), e a monocloramina, a menor capacidade desinfetante. O cloro livre reage com substâncias diluídas ou suspensas na água por três processos: oxidação, adição e substituição. Nas reações em que ocorre oxidação, o cloro livre é sempre reduzido a cloreto (Cl^-). A cloração, em suas diferentes variantes de processo, é abordada no Capítulo 4.
- *Cloração/descloração* – As desvantagens da cloração estão na formação de compostos organoclorados carcinogênicos (trihalometanos – THM), bem como na toxicidade do cloro residual à biota aquática. O cloro, quando empregado em águas que contêm compostos orgânicos, como efluentes de ETEs, pode levar à formação de compostos potencialmente prejudiciais à saúde humana, como: trihalometanos, haloacetonitrilas, etc. Adicionalmente, baixas concentrações de residuais de cloro são tóxicas a várias espécies aquáticas. A descloração antes do lançamento, geralmente com dióxido de enxofre, tem sido a opção utilizada para reduzir os impactos da disposição de efluentes desinfetados com cloro no meio ambiente e adequar-se à legislação. As etapas integrantes do fluxograma de um sistema de cloração/descloração incluem: armazenagem, medição de vazão, dosagem de cloro, tanque de contato, dosagem de dióxido de enxofre e disposição final. A cloração/descloração é enfocada no Capítulo 4 deste livro.
- *Ozonização* – O ozônio é um oxidante extremamente reativo, altamente bactericida. A maioria das estações de desinfecção de esgoto gera ozônio, impondo alta voltagem (6 a 20 kV) em uma câmara de gás. A geração *in loco* deve-se a sua instabilidade, que se decompõe em oxigênio elementar em curto espaço de tempo após a geração. O mecanismo de desinfecção do ozônio inclui: destruição parcial ou total da parede celular, levando à lise das células; reações com radicais livres (peróxido de hidrogênio e íon hidroxila) da decomposição

do ozônio; e danos a constituintes do material genético (WEF, 1996). O interesse na utilização do ozônio tem por principal motivo o impacto benéfico ao meio ambiente, pois não há formação de trihalometanos. Contudo, pouco se sabe sobre a possível formação de subprodutos (Usepa, 1986). A maioria das aplicações tem sido em ETEs de médio e grande porte, devido à complexidade da tecnologia e aos custos de operação e manutenção. As etapas integrantes do fluxograma de um sistema de ozonização incluem: armazenagem (oxigênio), geração do ozônio, dosagem, tanque de contato, destruição do ozônio excedente e disposição final do efluente. A aplicação do ozônio no tratamento de efluentes sempre é realizada pela dispersão do gás no mesmo. Várias formas de difusão são utilizadas, sendo as mais comuns: difusão de ar ozonizado, hidroejetores, emulsantes e misturadores estáticos. Outros detalhes sobre esse tipo de processo podem ser obtidos no Capítulo 5.

- *Ultravioleta* – A utilização da radiação ultravioleta (UV) mostra-se muito competitiva com a cloração/descloração, devido à não geração de subprodutos tóxicos, como os do cloro (ex.: organoclorados, trihalometanos e outros). O mecanismo primário da inativação de microrganismos consiste no dano direto aos ácidos nucléicos celulares. Sua eficiência depende principalmente das características do afluente, da concentração de colóides e partículas no esgoto, da intensidade da radiação UV aplicada, do tempo de exposição dos microrganismos à radiação e da configuração do reator. Os principais componentes de um sistema de desinfecção UV são as lâmpadas tipo arco de mercúrio, o equipamento de acionamento e o reator. Há dois tipos de configurações de reatores de desinfecção UV: tipo de contato e tipo de não contato. Em ambos o esgoto pode fluir de forma perpendicular ou paralela às lâmpadas. No reator de contato, as lâmpadas de mercúrio podem ser colocadas em tubos de quartzo para minimizar o efeito de resfriamento pelo esgoto. Em reatores de não contato, as lâmpadas UV são suspensas externamente a um condutor transparente que conduz o esgoto para desinfecção. Em ambas as configurações, o equipamento de acionamento (reator, starter) controla a voltagem de partida das lâmpadas e mantém a continuidade da corrente. Uma abordagem ampla da desinfecção por intermédio de radiação UV é realizada no Capítulo 6.
- *Outros processos de desinfecção* – Além dos processos mais difundidos, vários processos e desinfetantes alternativos vêm sendo desenvolvidos para desinfecção de esgotos sanitários tratados. Conforme pode ser observado no Capítulo 9, dentre os principais os desinfetantes químicos podem ser citadas as cloraminas, as misturas oxidantes (Moggod), o permanganato de potássio, o íon ferrato(VI), o ácido peracético, o H_2O_2, o dicloroisocianurato de sódio, os sais de bromo, o iodo, o ouro, a prata, o gluturaldeído e o fenol/fenato. No que se refere aos processos físicos, devem ser citados a filtração por

membranas, o ultra-som e a radiação gama. A radiação gama pode penetrar profundamente no meio líquido, independente da presença de sólidos e turbidez, tendo por fonte de radiação o cobalto 60. Não obstante, seu custo ainda é pouco competitivo em relação aos processos convencionais de desinfecção. Outras alternativas com base na combinação de produtos e processos, como os chamados processos oxidativos avançados (ex.: H_2O_2 + ozônio ou UV + O_3) têm sido testadas na desinfecção de esgotos sanitários.

Dentre os processos naturais de desinfecção podem ser citados:

- *Lagoas de estabilização* – As lagoas de estabilização são processos de tratamento de esgotos utilizados principalmente para remoção de matéria orgânica. No entanto, com algumas adaptações no fluxograma, no número e na geometria das lagoas, pode ser alcançada elevadíssima eficiência de remoção de organismos patogênicos (*lagoas de maturação*). Tem-se, ainda, as *lagoas de polimento*, conceitualmente similares às lagoas de maturação, mas que recebem essa nomenclatura específica por realizarem o polimento de efluentes de reatores anaeróbios, principalmente os reatores tipo UASB (reator anaeróbio com manta de lodo e fluxo ascendente). Os principais fatores naturais que atuam como agente desinfetante nessas lagoas são: temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição, compostos tóxicos e elevada concentração de oxigênio dissolvido. No caso de cistos de protozoários e ovos de helmintos, o principal mecanismo é a sedimentação. A utilização de lagoas de estabilização para desinfecção de esgotos sanitários é objeto de detalhada abordagem no Capítulo 7.
- *Disposição controlada no solo* – A disposição controlada de efluentes secundários no solo resulta na remoção dos nutrientes, absorvidos pelas plantas e incorporados ao solo; dos sólidos suspensos; e dos patógenos, que são inativados por ação de raios ultravioleta, pela dessecação e pela ação dos predadores biológicos no solo (OMS, 1989). Trata-se de uma técnica de pós-tratamento e reúso, visto que o mesmo fornece os nutrientes e a matéria orgânica para o conjunto solo-planta e pode promover a recarga do aqüífero. O bom desempenho de processos dessa natureza depende do tipo e das características do solo, bem como da taxa e da freqüência de alimentação do processo. Os principais processos de disposição controlada no solo são o escoamento superficial, a infiltração/percolação e a irrigação. Atualmente são utilizados em larga escala o escoamento superficial, a infiltração/percolação e a irrigação. O Capítulo 8 enfoca essa opção de tratamento para desinfecção de esgotos sanitários.

As principais vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção de esgotos sanitários mais utilizados são listadas na Tabela 1.8.

Tabela 1.8 Vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção mais utilizados.

	Agentes	Processos	Vantagens	Desvantagens
Processos naturais	Químicos, físicos e biológicos	Lagoas de estabilização	• Processo natural, sem mecanização • Não gera efeitos residuais prejudiciais • Operação simples • Pode ser realizado de forma concomitante à estabilização da matéria orgânica	• Necessita de muita área • Tempo de detenção muito longo (vários dias) • Desempenho depende das condições climáticas • Produz algas em grande quantidade
		Disposição no solo	• Processo natural, sem mecanização • Não gera efeitos residuais prejudiciais • Operação simples • Pode ser realizado de forma concomitante à estabilização da matéria orgânica	• Necessita de muita área • Desempenho depende das condições climáticas • Sensível à quantidade de sólidos suspensos no afluente
Processos artificiais	Químicos	Cloração	• Tecnologia amplamente conhecida • Menor custo • Cl residual prolonga a desinfecção e indica a eficiência do processo • Efetiva e confiável para grande variedade de patógenos • Oxida certos compostos orgânicos e inorgânicos • Flexibilidade de dosagens	• Cl residual é tóxico; requer descloração • Todas as formas de cloro são altamente corrosivas e tóxicas • As reações com Cl geram compostos potencialmente perigosos (trihalometanos – THM) • Aumenta os sólidos totais dissolvidos • Cl residual é instável na presença de materiais que demandam cloro • Alguns patógenos são resistentes
		Cloração/ descloração	• Tecnologia bem desenvolvida • Efetiva e confiável para grande variedade de patógenos • Oxidação de certos compostos orgânicos e inorgânicos • Flexibilidade de dosagens	• Requer adição de produtos químicos para eliminar cloro residual • Elimina o efeito residual da desinfecção com cloro • Gera subprodutos potencialmente perigosos • Aumenta os sólidos totais dissolvidos • Alguns patógenos são resistentes

Tabela 1.8 Vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção mais utilizados. (*Continuação.*)

	Agentes	Processos	Vantagens	Desvantagens
Processos artificiais	Químicos	Ozonização	• Mais efetivo na destruição de vírus e bactérias que o cloro • Utiliza curto tempo de contato (de 10 a 30 minutos) • Não gera residuais perigosos • Não resulta em recrescimento de bactérias, exceto as protegidas pelo material particulado • É gerado *in situ*, com fácil armazenamento e manuseio • Eleva o oxigênio dissolvido (OD) no efluente tratado.	• Baixas doses podem não inativar alguns vírus, esporos, e cistos • Tecnologia mais complexa que a desinfecção com cloro ou UV • O_3 é muito reativo e corrosivo • Não é econômico para esgotos com muito SS, DBO ou DQO • O_3 é extremamente irritante e possivelmente tóxico • O custo do tratamento pode ser relativamente alto
	Físicos	Ultravioleta	• Efetiva na inativação de vírus e esporos • Não necessita de geração, manuseio, transporte ou estocagem de produtos químicos • Não gera efeitos residuais prejudiciais • Operação simples • Tempo de contato muito curto (de 20 a 30 s • Menor demanda de espaço do que outros processos	• Baixas dosagens não inativam alguns vírus, esporos e cistos • Os microrganismos podem se multiplicar por fotorreativação ou recuperação no escuro • Necessita de controle da formação de biofilmes nos reatores de contato • É sensível à turbidez e a sólidos suspensos totais no esgoto • É mais caro do que a cloração, e mais barato do que a cloração/descloração
		Filtração terciária	• Melhora significativamente a qualidade físico-química do efluente • Realiza a remoção complementar de fósforo do esgoto • Eficiente na remoção de ovos e larvas de helmintos e cistos de protozoários	• Eficiência variável e inespecífica em relação aos patógenos • Requer produtos químicos de coagulação/floculação • Funcionamento intermitente, devido à necessidade de lavagem dos filtros • Demanda operacional com nível intermediário

Fonte: Adaptado de Usepa (1986), Tchobanoglous & Burton (1991), Von Sperling (1996), Campos (1999) e Sant'Ana (2002).

Seleção de alternativa com base no objetivo de desinfecção

Como pode ser observado na Tabela 1.8, são muitas as opções técnicas para desinfecção de esgotos sanitários. Além dessa multiplicidade de opções, diversas variáveis devem ser consideradas na escolha do processo de desinfecção, em especial aquelas que se referem à preservação da qualidade das águas dos corpos receptores, às densidades de patógenos no esgoto sanitário e aos aspectos relacionados a processos de desinfecção, relacionados na Tabela 1.9. Portanto, a tomada de decisão deve considerar (Chernicharo *et al*., 2001):

- Investigação sobre os usos da água a jusante do ponto de lançamento e sobre os riscos de saúde pública associados a ela.
- Avaliação das alternativas disponíveis para controle dos esgotos contaminados por patógenos.
- Avaliação dos impactos ambientais que as medidas de controle podem ocasionar.

Tabela 1.9 Principais fatores a serem considerados na avaliação de alternativas de desinfecção.

Efetividade	• Habilidade em atingir os limites desejados de organismos indicadores • Capacidade de desinfecção de uma larga faixa de microrganismos • Confiabilidade
Custos	• Custo de implantação • Custo de amortização • Custos de operação e manutenção • Custo do tratamento de esgoto a montante da etapa
Operação	• Facilidade de transporte, estocagem e geração *in loco* • Facilidade de aplicação e controle • Flexibilidade • Complexidade • Capacidade de previsão de resultados • Considerações sobre segurança
Estudo piloto	• Dose necessária • Detalhes de refinamento de projeto
Potenciais efeitos adversos	• Toxicidade à vida aquática • Formação e transmissão de indesejáveis substâncias bioacumuláveis • Formação e transmissão de substâncias tóxicas, mutagênicas e carcinogênicas

Fonte: Adaptado de Usepa (1986).

Em uma adaptação das informações divulgadas pela Usepa (1986), Chernicharo *et al.* (2001) apresentam um fluxograma auxiliar da tomada de decisão sobre desinfecção de esgoto sanitário de uma determinada localidade, considerando determinantes os riscos à saúde pública (Figura 1.2). O fluxograma prevê inicialmente identificação do nível de risco à saúde humana, levando em consideração os aspectos ambientais na aplicabilidade da alternativa de controle.

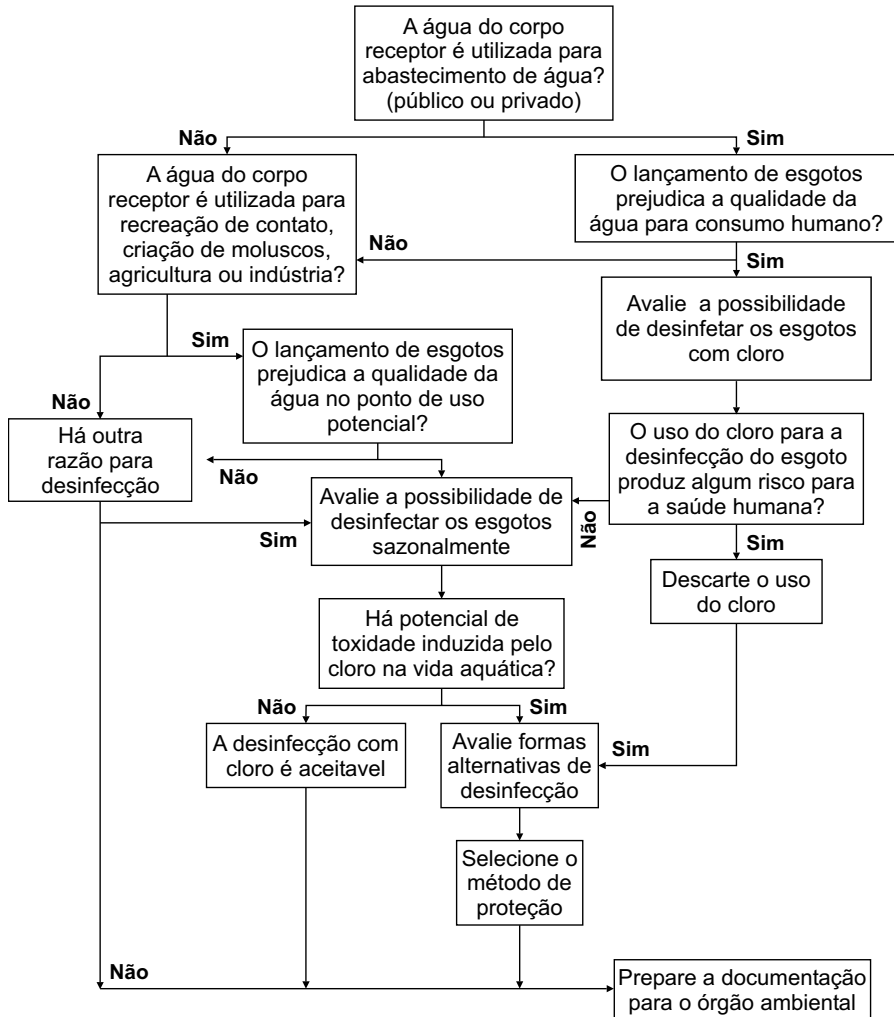



Figura 1.2 Fluxograma para avaliação local da necessidade e dos requisitos da desinfecção dos esgotos. *Fonte*: Chernicharo *et al.* (2001), com base na adaptação de Usepa (1986).

Informações complementares sobre os processos de desinfecção de esgotos sanitários

Nesta seção o leitor encontrará, sob a forma resumida de tabelas (Tabelas 1.10 a 1.13), os principais aspectos relativos à utilização dos processos de cloração, cloração/descloração, ozonização, radiação UV, lagoas de estabilização e tratamento no solo para desinfecção de esgotos sanitários.

São considerados o nível de desenvolvimento da tecnologia, os aspectos relativos à operação e à manutenção dos processos, a efetividade do processo sobre os organismos patogênicos do esgoto sanitário, bem como as informações sobre os possíveis impactos sobre a saúde dos trabalhadores e sobre o meio ambiente. As tabelas em questão foram adaptadas a partir dos seguintes trabalhos: Usepa (1986), Tchobanoglous & Burton (1991), Von Sperling (1996), Campos (1999) e Sant'Ana (2002).

Tabela 1.10 Nível de desenvolvimento, aspectos de operação e manutenção dos processos.

Consideração	Cloração	Cloração/ descloração	Ozônio	UV	Lagoas de estabilização	Trat. no solo
Tamanho da ETE	Todos os tamanhos	Todos os tamanhos	Médio a grande	Todos os tamanhos	Pequeno a médio	Pequeno
Nível de tratamento antes da desinfecção	Todos os níveis	Todos os níveis	Secundário	Secundário	Primário ou anaeróbio	Primário ou anaeróbio
Complexidade relativa da tecnologia	Simples a moderada	Moderada	Complexa	Simples a moderada	Muito simples	Simples
Confiabilidade	Muito boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Regular
Controle do processo	Bem desenv.	Desenv.	Em desenv.	Em desenv.	Desenv.	Em desenv.
Sensibilidade à operação e à manutenção	Mínima	Moderada	Alta	Moderada	Pouca	Pouca

Tabela 1.11 Efetividade do processo sobre os organismos patogênicos do esgoto sanitário.

Consideração	Cloração	Cloração/ descloração	Ozônio	UV	Lagoas de estabilização	Tratamento no solo
Efeito bactericida	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Efeito virucida	Ruim	Ruim	Bom	Bom	Bom	Desconhecido
Efeito sobre protozoários	Regular	Regular	Regular	Pouco	Bom	Bom
Efeito sobre helmintos	Regular	Regular	Regular	Pouco	Bom	Bom

Tabela 1.12 Tempo de detenção hidráulica, outras reações e impactos na qualidade do efluente tratado.

Consideração	Cloração	Cloração/ descloração	Ozônio	UV	Lagoas de estabilização	Tratamento no solo
Tempo de detenção	Longo	Longo	Moderado	Curto	Muito longo	Longo
Incremento de OD	Não	Não	Sim	Não	Sim	Sim
Reação com amônia	Sim	Sim	Sim (pH alto)	Não	Moderada	Sim
Remoção de cor	Moderada	Moderada	Sim	Não	Moderada	Moderada
Sólidos dissolvidos	Aumenta	Aumenta	Não atua	Não atua	Provavelmente diminui	Provavelmente diminui
Sólidos suspensos	Diminui	Diminui	Diminui	Não atua	Variável	Diminui
Dependente do pH	Sim	Sim	Pouco	Não	Sim	Sim

Tabela 1.13 Aspectos referentes ao impacto na saúde dos trabalhadores, nas estruturas e no meio ambiente.

Consideração	Cloração	Cloração/ descloração	Ozônio	UV	Lagoas de estabilização	Tratamento no solo
Durabilidade do residual	Longa	Nenhuma	Nenhuma	Sem residual	Sem residual	Sem residual
Subprodutos tóxicos	Sim	Sim	Não esperado	Não	Não	Não
Riscos à saúde/perigo no transporte	Sim, substancial	Sim, substancial	Não, moderado	Não, mínimo	Não, Nenhum	Não, nenhum
Corrosão	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Não

Pesquisas sobre desinfecção de esgotos do Edital 3 – PROSAB

Composição e objetivos da rede temática 2 do Edital 3 – PROSAB

As pesquisas realizadas na rede cooperativa nº 2, formada pelo Edital 03/2000 do PROSAB tiveram por tema central a "Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de patógenos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aqüicultura e hidroponia". O desenvolvimento objetivado nessa etapa do programa foi adequar as tecnologias desenvolvidas ou aperfeiçoadas nos editais anteriores visando a efluentes mais rigorosos, que envolvessem necessariamente o controle das densidades de organismos patogênicos no esgoto tratado.

A rede foi composta por 11 instituições, oriundas de 10 Estados: UFPB, UFRN, UFPE, Unicamp, UFMG, UFV, UFES, UNB, USP, UFSC, PUC/PR e UFRGS. As instituições apresentaram um total de 14 subprojetos de pesquisa, abordando temas relacionados à desinfecção de efluentes e à reutilização dos efluentes tratados para fins produtivos.

Efluentes, processos de desinfecção e objetivos de qualidade pesquisados

Os objetivos de desinfecção e de reúso do Edital 03/2000 do PROSAB incidiram sobre os processos de tratamento de esgotos sanitários que foram objeto de desenvolvimento/aperfeiçoamento dos editais anteriores. Dessa forma, os efluentes dos seguintes tipos de processos foram utilizados nas pesquisas de desinfecção:

- Reatores anaeróbios: UASB, tanques sépticos e filtros anaeróbios.
- Associação de processos anaeróbios e aeróbios mecanizados: UASB + lodos ativados, UASB + filtros percoladores, UASB + biofiltros aerados submersos.
- Associação de processos anaeróbios e aeróbios naturais: UASB + lagoas de polimento, UASB + infiltração rápida, UASB + valas de infiltração.
- Outros: filtração terciária de efluentes secundários.

No que se refere aos objetivos de desinfecção, processos naturais e artificiais foram objeto dos diferentes projetos de pesquisa. Dentre os processos naturais, a disposição controlada no solo, em valas de infiltração e em sistemas de escoamento superficial e diferentes tipos de lagoas (de estabilização, maturação e polimento) foram objeto de estudo. Os processos físicos contemplados foram os reatores de radiação UV (dos tipos com lâmpadas imersas e com lâmpadas emersas) e a filtração terciária com suporte de produtos químicos para coagulação/floculação. Dentre os processos químicos, destacam-se as diferentes formas de cloração e a descloração de efluentes, bem como a ozonização. A utilização de ferrato de potássio gerado *in loco* também foi considerada.

Os principais objetivos de qualidade (ou parâmetros de monitoramento) dos diversos subprojetos foram coliformes fecais (subprojetos = UFRGS, UFPE, Unicamp, UFPB, USP, UNB, UFRN e UFES), *Salmonelas* sp. (UFSC, UFPE, UFV, USP e UFES) e *Escherichia coli* (UFSC, UFV, UFMG e PUC-PR). O segundo parâmetro biológico mais citado refere-se aos ovos de helmintos, avaliados em seis subprojetos de pesquisa (UFSC, Unicamp, UFV, UFMG, UFPB e UFES). O projeto da UFV realizou a detecção de helmintos (larvas) em amostras de tecidos de animais, enquanto o projeto da UFES realizou testes de viabilidade de ovos de helmintos. Em função da sofisticação laboratorial implicada, poucos projetos de pesquisa previram a detecção de vírus nos diferentes tipos de efluentes pesquisados. A determinação de colifagos foi realizada nos projetos de pesquisa da UFRGS, da UFSC e da PUC/PR. No tocante à detecção de protozoários, os projetos apresentados por UFSC, UFRGS, Unicamp e USP realizaram análises laboratoriais sobre *Cryptosporidium* e *Giardia*.

No Capítulo 10 é apresentada uma análise crítica dos resultados obtidos pela rede de pesquisas, explicitando a aplicabilidade dos diferentes processos de desinfecção aos esgotos sanitários tratados pelos processos mais freqüentemente utilizados no Brasil.

Os resultados referentes aos projetos de pesquisa envolvendo a utilização de efluentes tratados para fins produtivos, em especial na agricultura e na produção animal, são abordados em detalhes no outro livro produzido pela rede temática 2, Edital 03/2000 do PROSAB, sob coordenação do Prof. Rafael K. Bastos.

Referências bibliográficas

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. M.; BRITO, L. A. *Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água*: entre o desejável e o possível In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais... João Pessoa, 2001.

CABELLI, V. J. et al. A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis. *Journal WPCF*, v. 55, n. 10, 1983.

CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, ABES, 1999. 464 p.

CHERNICHARO, C. A. de L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: CHENICHARO, C. A. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, 2001. p. 377-454.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA 20/86, de 18/06/86.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA 274/2000.

DANIEL, L. A. *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 155 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria 1469/00, de 29/12/2000.

OMS. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Genebra, 1989.

USEPA. *Wastewater disinfection*. Cincinnati: Center for Environmental Research Information, 1986. (EPA/625/1-86/021).

VON SPERLING, M. P*rincípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996. v. 1, 243 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and implementation of discharge standards in developing countries. In: *Urban Water*. v. 4, issue 1, p. 105-114, mar. 2002.

Capítulo 2

Organismos Patogênicos e Efeitos Sobre a Saúde Humana

Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Paula Dias Bevilacqua e Regina Keller

Introdução

No atual estágio do conhecimento científico, torna-se redundante reafirmar a importância das excretas e dos esgotos sanitários na transmissão de diversos organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), via contaminação de águas utilizadas para recreação, fontes de abastecimento de água para consumo humano e irrigação, além dos alimentos e do solo. Mais recentemente, assumem particular importância algumas zoonoses, dadas as especificidades na perpetuação dos elos de transmissão via esgotos sanitários e dejetos de animais, além das chamadas doenças "emergentes" e "reemergentes".

O termo agravos ou (patógenos) emergentes refere-se àqueles para os quais a atenção e/ou preocupação de médicos, especialistas e epidemiologistas tem se voltado a partir de períodos mais ou menos recentes, sendo que as relações causais que explicam seus determinantes e padrões de ocorrência podem não estar muito bem esclarecidas. Em se tratando de doenças infecciosas emergentes, o agente patogênico pode ser caracterizado, de fato, como uma espécie nova ou um organismo já existente, mas que apenas agora se descobriu sua capacidade de infectar e ser patogênico para seres humanos e/ou animais, seja porque se mantinha em incidência reduzida (no ambiente ou no hospedeiro), seja devido às próprias limitações de detecção clínica e laboratorial. Um exemplo típico de zoonose e doença emergente seria a criptosporidiose, causada pelo protozoário *Cryptosporidium,* cujas fontes de contaminação e vias de transmissão incluem, comprovadamente, esgotos sanitários e águas de recreação e consumo humano. Outro exemplo de zoonose, inicialmente reconhecida apenas como doença animal, é a gastroenterite causada pela bactéria *Campylobacter*. No caso de agravos reemergentes, é essencialmente o critério epidemiológico que os caracterizam. Um agravo é considerado reemergente quando apresenta mudança em seu perfil epidemiológico de ocorrência. Patógenos ou doenças disseminados no passado, porém reduzidos drasticamente em sua incidência devido, por exemplo, à medicação eficiente ou à melhoria de condições socioeconômicas e sanitárias, podem recrudescer pela

fragilização das antes interpostas "barreiras sanitárias", caracterizando aumento de sua incidência ou expansão geográfica. As doenças infecciosas reemergentes são causadas por microrganismos já identificados e com patogenicidade reconhecida; um exemplo notório no Brasil seria a cólera.

O fato é que, sejam organismos emergentes, reeemergentes, ou não, o avanço do conhecimento permite listar um número cada vez maior de organismos patogênicos cujo mecanismo de transmissão inclui os esgotos sanitários, como vírus, adenovírus e astrovírus, protozoários *Cyclospora* e *Microsporidia*.

A maioria dos processos de tratamento secundário de esgotos foi inicialmente concebida para remoção de matéria orgânica e, via de regra, é pouco eficiente na remoção de organismos patogênicos. "Vencida" a etapa de "domínio" científico-tecnológico sobre mecanismos e processos de tratamento de esgotos para remoção de matéria orgânica e nutrientes, cresce o desafio do aperfeiçoamento de técnicas e processos de desinfecção de efluentes. Desafio "imposto" pelo próprio avanço da Microbiologia Sanitária, incluindo o aperfeiçoamento das técnicas analíticas de pesquisa de patogênicos em amostras de águas residuárias, e da Epidemiologia, na elucidação de mecanismos e fatores que determinam o processo saúde–doença.

Entretanto, para que medidas preventivas, incluindo técnicas e processos de desinfecção de efluentes, sejam as mais efetivas possível, torna-se necessário compreender as características epidemiológicas e ambientais dos diversos agentes etiológicos, como: aspectos morfológicos, ciclo biológico, infectividade, patogenicidade, virulência, viabilidade, latência, mecanismos de remoção/inativação, resistência aos processos de tratamento e seus modos de transmissão. Disso se trata neste capítulo, em um esforço de diálogo entre as áreas da Microbiologia Sanitária, da Epidemiologia e da Engenharia Sanitária, como subsídio às ações desta última e à própria leitura dos demais capítulos dedicados à desinfecção. Nesse sentido, permitimo-nos apresentar ao final do capítulo um pequeno glossário de termos biológicos, epidemiológicos e sanitários, em relação aos quais julgamos que a maior familiarização pode ser útil.

A seguir, apresentam-se algumas características dos organismos patogênicos humanos de maior interesse de saúde pública no Brasil. Cabe o registro de que as representações esquemáticas de ciclo biológico, bem como os textos que as acompanham, apenas resumem as características mais freqüentes, guardando, portanto, possíveis variantes ou omissões.

Em linhas gerais, as informações a seguir apresentadas tiveram por referência Feachem *et al.* (1983), Lund *et al.* (1988), Quinn *et al.* (1994), Tortora *et al.* (2000), USEPA (1998, 1999, 2001), Wagner & Hewlett. (1999), White (1994), além da experiência dos autores. Recomenda-se, ainda, a leitura de artigos científicos, como: "Microbial agents associated with waterborne diseases" (Le Clerc *et al.*, 1992); "Waterborne rotavirus: a risk assessment" (Gerba *et al.*, 1996); "Waterborne protozoan

pathogens" (Marshall *et al.*, 1997); "Giardiasis as a re-emerging infectious disease and its zoonotic potential" (Thompson, 2000); e "Emerging parasites zoonoses associated with water and food" (Slifko *et al.*, 2000).

Organismos patogênicos relacionados a esgotos sanitários: características epidemiológicas e ambientais

Bactérias

Bactérias são microrganismos (unicelulares) procariotas quimio-heterotróficos que se reproduzem por divisão binária simples. A célula bacteriana é composta basicamente por parede celular, estrutura rígida que dá forma à célula; e membrana citoplasmática (interna à parede celular), que envolve o citoplasma. Bactérias não possuem membrana envolvendo o núcleo, como os seres eucariotas. Muitas bactérias possuem flagelos – estruturas filamentosas para locomoção (Figura 2.1). A parede celular é permeável e a membrana citoplasmática é semipermeável e seletiva e controla a passagem de nutrientes e substâncias a serem excretadas para dentro e para fora da célula, respectivamente.

Figura 2.1 *Campylobacter.*[1]

1. Todas as ilustrações deste capítulo são de domínio público e foram extraídas da biblioteca de imagens do Center for Disease Control (www.cdc.gov).

A classificação mais amplamente aceita leva em consideração as características da parede celular, da forma e do arranjo das células, propriedades nutricionais e metabólicas, motilidade e necessidades de oxigênio (Krieg & Holt, 1984). Em grande medida, a identificação laboratorial rotineira das bactérias é baseada em respostas bioquímicas decorrentes da utilização de nutrientes específicos empregados como base para formulação de meios de cultura e de condições físicas requeridas para o crescimento. Entretanto, a biologia molecular ganha cada vez mais destaque, tanto nos esforços de classificação taxonômica quanto na identificação de bactérias.

Métodos de coloração também são utilizados para classificação e identificação, com base na morfologia das bactérias e em sua afinidade com certos corantes. O teste mais conhecido, coloração de Gram, divide as bactérias em dois grande grupos: organismos Gram positivos, os quais possuem uma espessa camada cuja constituição confere maior resistência a danos mecânicos, desinfetantes e drogas antimicrobianas (ex: estreptococos) (Figura 2.2); e organismos Gram negativos, menos resistentes que os primeiros e caracterizados por possuírem mais lipídeo em sua parede celular (ex: bactérias do grupo coliforme) (Figura 2.3).

As bactérias de interesse nesse texto se apresentam basicamente nas formas de bastonetes (bacilos), retos (*Escherichia coli*), levemente curvos (*Vibrio cholerae*), curvos em espiral (*Campylobacter jejuni*) ou na forma de esfera (cocos) (*Enterococus*). As formas em bastonete geralmente são bactérias de menores dimensões (2-5 × 0,5-1,0 mm).

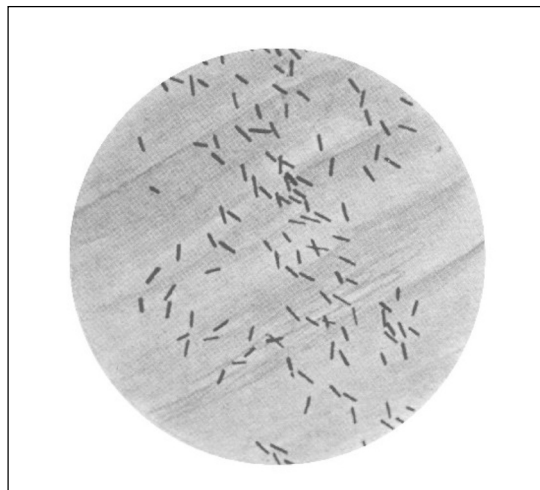



Figura 2.2 *Escherichia coli* (Gram negativa).

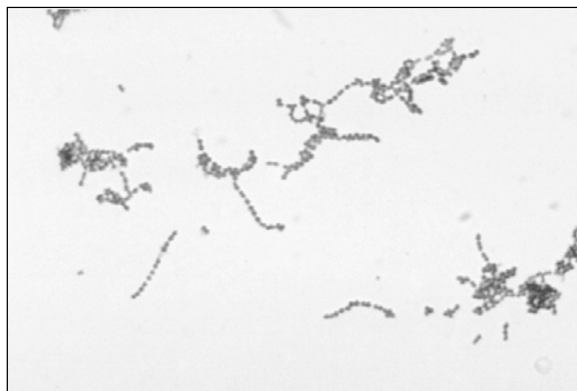



Figura 2.3 *Streptococcus* (Gram positiva).

Muitas bactérias da família *Enterobacteriaceae* (bacilos Gram negativos aeróbios, anaeróbios facultativos, oxidase negativos, não formadores de esporos, fermentadores com produção de gás e geralmente móveis) fazem parte da microbiota do trato gastrointestinal de animais e seres humanos (ex.: *E. coli, Klebsiella* spp. *e Enterobacter* spp.); outras, entretanto, são patogênicas ao ser humano, aos animais ou a ambos (doenças zoonóticas), dentre as quais se destacam *Escherichia coli* (algumas cepas), *Salmonella* spp., *Shigella* spp. e *Yersinia enterocolitica*, parasitando, principalmente, o trato gastrointestinal. Há, ainda, bactérias dessa família que podem ser patogênicas aos animais e patogênicas oportunistas ao ser humano (*Klebsiella pneumoniae*), ou patogênicas oportunistas aos animais (*Serratia* spp. e *Edwardsiella* spp.).

A patogenia pode ser decorrente de infecções ou intoxicações. Uma infecção ocorre quando um patógeno penetra no trato gastrointestinal e se multiplica, podendo provocar danos ao tecido colonizado, como inflamações e ulcerações, e, ainda, se disseminar por outros órgãos: ações decorrentes das características *invasivas* da bactéria. Uma intoxicação ocorre quando a bactéria produz toxinas, geralmente também após colonizar células epiteliais do intestino, porém sem necessariamente provocar danos. Em ambos o casos, a manifestação clínica mais comum é a diarréia. Uma diarréia intensa com sangue ou muco usualmente é denominada *disenteria*; já o termo *gastroenterite* é aplicado quando ocorre inflamação na mucosa gástrica e intestinal, normalmente acompanhada de diarréia e vômito.

Em linhas gerais, as bactérias patogênicas têm no trato gastrointestinal do hospedeiro seu *habitat,* porém a maioria delas só é capaz de provocar doença acima de um certo número, geralmente elevado; abaixo desta *dose infectante* o hospedeiro é um portador assintomático, o que não deixa de ter sua importância epidemiológica como *reservatório* do agente etiológico e da doença. Como postulado geral, pode-se afirmar que as bactérias patogênicas não se reproduzem fora do organismo do

hospedeiro; entretanto, algumas podem fazê-lo, temporariamente e em condições extremamente favoráveis, como disponibilidade de nutrientes, pouca competição e predação e temperatura, pH e umidade adequados. Essas condições determinam a capacidade de sobrevivência das bactérias no meio ambiente, a qual varia de acordo com a espécie, mas que de modo geral se situa em torno de duas semanas na água e no solo.

Conforme a descrição apresentada no Capítulo 1, sabe-se que os agentes desinfetantes causam danos à parede celular, destroem parcial ou totalmente a membrana citoplasmática, causam danos às proteínas e aos ácidos nucléicos, interferem na síntese e na replicação do DNA e podem provocar a lise ou a morte das células. Não necessariamente as bactérias morrem, mas têm sempre suas funções metabólicas comprometidas; por isso, usualmente se emprega o termo *inativação* de bactérias para descrever, genericamente, a ação dos desinfetantes.

As bactérias são os organismos patogênicos mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos e, portanto, são de inativação relativamente fácil em estações de tratamento de esgotos com tempo prolongado de exposição à ação dos raios solares ultravioleta (tempo de detenção hidráulica) ou com unidades de desinfecção.

a) *Escherichia coli*

A maioria das cepas de *E. coli* é inofensiva e é normalmente habitante da flora bacteriana do trato gastrointestinal de seres humanos e animais homeotérmicos. Entretanto, algumas cepas são patogênicas tanto aos humanos quanto a diversos animais, principalmente jovens (suínos, bovinos e ovinos).

Testes convencionais bioquímicos não distinguem cepas saprófitas e patogênicas. Testes sorológicos são usualmente utilizados como presuntivos para tal, sendo que os sorotipos patogênicos são freqüentemente associados aos antígenos somático (O), capsular (K) e flagelar (H). A patogenicidade de uma cepa só pode ser confirmada pela demonstração da produção de toxinas ou por investigações epidemiológicas.

Algumas cepas são toxigênicas (*E. coli* enterotoxigênica – ETEC), provocando uma diarréia aquosa; são reconhecidas como uma das principais causas das gastroenterites por *E. coli* ou da chamada "diarréia dos viajantes". Há, ainda, cepas entero-hemorrágicas (EHEC), causando inflamação do cólon e hemorragia; o mais freqüente e virulento agente da colite hemorrágica humana é o sorotipo *E. coli* O157:H7, mais facilmente identificável em laboratório, pelo fato de não fermentar o sorbitol. Essa cepa é um habitante ocasional, não patogênico, do trato intestinal de bovinos.

Outras são enteroinvasoras (EIEC), ou seja, capazes de invadir e colonizar a mucosa intestinal causando inflamação, necrose, febre e disenteria. Há, ainda, aquelas

classificadas como enteropatogênicas (EPEC), dentre as quais podem estar incluídas algumas ETEC ou EIEC, e outras, não, porém com mecanismo patogênico menos conhecido. Causam também gastroenterite infantil e infecções em adultos.

De toda maneira, reconhece-se que todas as cepas patogênicas (ETEC, EHEC, EIEC e EPEC) são capazes de aderir e/ou colonizar células epiteliais do intestino delgado. As evidências disponíveis sugerem que as cepas patogênicas são espécie-específicas de humanos e animais, inclusive dentre estes. As doses infectantes (DI_{50}) para humanos são bastante variáveis : 10^2-10^{10} organismos.

Nos animais, além de doenças entéricas, a *E. coli*, bem como várias outras bactérias da família *Enterobacteriaceae* e do grupo coliforme (*Klebsiella*, *Citrobacter*, *Edwardsiella*, *Enterobcater*, *Proteus* e *Serratia*) podem apresentar-se como patogênicos oportunistas, causando mastites e infecções do trato urinário. Dentre as doenças oportunistas humanas associadas à *E. coli* incluem-se infecções do trato urinário e rins.

As doenças entéricas causadas por cepas patogênicas de *E. coli* são de reconhecida importância epidemiológica. Comprovadamente, *E. coli* é responsável por boa parte das estatísticas de morbidade e mortalidade infantil por doenças diarréicas agudas em países em desenvolvimento. Além disso, responde, em boa medida, pelos casos de "diarréia dos viajantes", significativos, porém em números menos relevantes em termos de virulência; as próprias características desta doença sugerem a existência de certo grau de imunidade adquirida. Em ambos os casos, a transmissão é do tipo fecal-oral,[2] via consumo de água e alimentos contaminados, sendo que no primeiro a transmissão fecal-oral entre pessoas (mecanismo mão/boca, fômites e alimentos) também tem papel significativo. O caráter zoonótico das doenças entéricas associadas à *E. coli*, se existente, é menor, dadas as evidências de especificidade entre espécies. Não restam dúvidas, entretanto, sobre a importância dos esgotos sanitários e das excretas na disseminação dessas doenças, via contaminação do ambiente domiciliar e peridomiciliar de águas de recreação, consumo humano e irrigação.

---

2. Considera-se, neste texto, que a transmissão fecal-oral é aquela possível de ocorrer uma vez que os patógenos são eliminados do hospedeiro infectado pelas fezes e apresentam como mecanismo de penetração (único ou preponderante) a ingestão. Nesse contexto, a transmissão fecal-oral pode se dar envolvendo contato entre pessoas ou não. Quando a transmissão envolve contato entre pessoas, o hospedeiro suscetível pode contaminar suas mãos nas fezes eliminadas pelos infectados (mecanismo mão–boca) ou se infectar a partir do uso de utensílios (fômites) ou do consumo de alimentos contaminados (manipulados sem higiene adequada pelo infectado). Todos esses mecanismos pressupõem a existência próxima do hospedeiro infectado e do suscetível. Quando a transmissão não envolve contato entre pessoas, a infecção se dá por um veículo (normalmente água ou alimento contaminado), nesse caso, o hospedeiro infectado não está próximo do hospedeiro suscetível.

b) *Salmonella* spp.

Há mais de 2.000 tipos sorológicos (sorotipos ou sorovares), agrupados segundo a composição antigênica das salmonelas em relação a seus antígenos: O (somático), Vi (capsular) e H (flagelar), todos potencialmente patogênicos a humanos e animais. A maioria não é espécie-específica, embora algumas demonstrem afinidades, por exemplo, *S. dublin* com bovinos e *S. gallinarum* com frangos; *S. typhi* e *S. paratyphi* são, exclusiva e primariamente patogênicas aos seres humanos. Várias espécies são patógenos primários dos mais diversos animais (suínos, bovinos, aves, pássaros, répteis, etc.) e reservatórios de infecção humana. Uma das espécies de mais freqüente isolamento é a *S. typhimurium.*

Salmonelas são de relativa facilidade de diferenciação de outras bactérias da família *Enterobacteriaceae* por meio de testes bioquímicos; por exemplo, distinguem-se da *E. coli* por não fermentar a lactose. Usualmente, a confirmação é realizada com testes sorológicos somático (O) e flagelar (H) – apresentam flagelos e, portanto, motilidade (Figura 2.4).

Figura 2.4 *Salmonella* spp.

Essencialmente, a *infecção* é causada pela propriedade invasiva das salmonelas, primeiramente na mucosa intestinal, e caracterizada por febre moderada, náuseas, cólica e diarréia. Algumas espécies, após multiplicação, podem disseminar-se por outros órgãos. Usualmente, as infecções intestinais primárias são denominadas salmoneloses e as mais disseminadas, febres entéricas.

Embora inegavelmente associada à veiculação hídrica, a salmonelose encontra nos alimentos contaminados, com destaque para ovos e derivados de carne, especialmente de frango, importantes rotas de transmissão.

Os sorotipos mais virulentos são a *S. typhi e a S. paratyphi*, causadoras das febres tifóide e paratifóide, estreitamente associadas a condições precárias de saneamento básico. Principalmente no caso da febre tifóide, a infecção pode disseminar-se no corpo (septicemia) e a bactéria ser isolada, além das fezes, no sangue e na urina. Outra característica particular é o fato de que pacientes recuperados podem se tornar portadores crônicos da *S. typhi*, disseminando-a por períodos prolongados.

Em que se registrem diversos fatores concorrentes na transmissão, a veiculação hídrica das salmoneloses e a associação com os esgotos sanitários são epidemiologicamente relevantes, bem como nítidos são seu caráter zoonótico e sua importância veterinária.

Tais afirmativas são facilmente ilustradas em informações sobre densidades excretadas (durante a fase aguda da doença um indivíduo infectado pode excretar até 10^{10} organismos/g de fezes), densidades encontradas em esgotos sanitários (Tabela 2.1), isolamento freqüente em águas superficiais (Bastos & Perin (1985) isolaram salmonelas em 57%, 43% e 28% de amostras coletadas, durante um ano, em três cursos d'água utilizados para irrigação de hortaliças em Viçosa, MG) e doses infectantes (DI_{50}) elevadas para humanos e animais (usualmente acima de 10^6 organismos).

Tabela 2.1 Densidades usuais de organismos patogênicos e indicadores de contaminação em esgotos sanitários.

Microrganismo	Densidade
Escherichia coli	10^6-10^8/100 ml[(1)]
Salmonellae spp.	10^2-10^3/100 ml [(1)]
Cistos de *Giardia* sp.	10^2-10^4/L[(2)]
Oocistos de *Cryptosporidium* spp.	10^1-10^2/L[(3)]
Ovos de helmintos	10^1-10^3/L[(4)]
Vírus	10^2-10^5/L[(5)]

(1) Informações respaldadas em ampla literatura.
(2) Informações compiladas por Bastos *et al.* (2001) referentes a diversos estudos em diferentes países (ex.: Brasil, Canadá, EUA, França, Quênia), acrescidas de Bastos *et al.* (1998), Peru.
(3) Idem, acrescidas de Heller *et al.* (2002), Brasil.
(4) Informações baseadas em diversos estudos em diferentes países, ex.: Ayres *et al.* (1992), Brasil e Quênia; Grimason *et al.* (1995), França e Quênia; Bastos *et al* (1998), Peru.
(5) Feachem *et al*. (1983), Arceivala (1981).

A exemplo de outras bactérias, as salmonelas não são particularmente resistentes e apresentam sobrevivência limitada no solo, na água e nos alimentos. No meio ambiente, bem como em estações de tratamento de esgotos, são bastante sensíveis à ação da luz solar e à dessecação. Por outro lado, em condições favoráveis podem se multiplicar, temporariamente, por exemplo, na superfície do solo e de vegetais.

c) *Shigella* spp.

Shigella são bacilos Gram negativos, anaeróbios facultativos, não dotados de motilidade e muito próximos a *E. coli*. A shigelose ou disenteria bacilar, diferentemente de algumas salmoneloses, não provoca manifestações sistêmicas. As quatro espécies conhecidas (*S. sonnei, S. dysenteriae*, *S. flexneri* e *S. boydii*), são residentes do trato intestinal de seres humanos e primatas, porém, aparentemente, patogênicas exclusivas dos humanos. *S. sonnei* é mais associada a manifestações brandas e à "diarréia dos viajantes". No outro extremo, *S. dysenteriae* apresenta elevada virulência, provocando diarréia aguda, ulcerações no intestino e hemorragias.

Shigelose é usualmente endêmica em condições precárias de saneamento básico e de higiene pessoal e domiciliar. A endemicidade é normalmente mais associada à transmissão fecal-oral por contato pessoal, porém surtos podem estar associados à veiculação hídrica. A dose infectante é bem mais baixa que a das salmonelas (DI_{50}: 10^2) e a letalidade pode ser elevada, principalmente em crianças.

No meio ambiente, *Shigella* é isolada em números inferiores a *Salmonellae*, muito provavelmente pela fonte de excreção ser exclusivamente humana. Além disso, apresenta resistência e sobrevivência inferiores, de sorte que a ausência de salmonela em amostras ambientais (a não ser em casos muito específicos) e efluentes de estações de tratamento de esgotos deve ser acompanhada da ausência de *Shigella.* Deve-se entretanto registrar que sua "semelhança" com a *E. coli* e mesmo com a salmonela, associada às menores densidades usualmente presentes, dificulta o isolamento de *Shigella* spp.

d) *Vibrio cholerae*

V. cholerae são bacilos Gram negativos, levemente curvos, com um único flagelo polar, aeróbios, anaeróbios facultativos e fementadores. Sua detecção por meio de testes bioquímicos é relativamente fácil. O subgrupo O:1 causa a forma epidêmica classicamente reconhecida da doença. A cólera confere imunidade efetiva, porém isso acaba por ser, de certa forma, irrelevante, devido às diferenças antigênicas entre as diversas cepas; assim, uma mesma pessoa pode contrair a doença mais de uma vez.

No recrudescimento da cólera na América Latina, o sorotipo amplamente disseminado foi o O:1, biotipo El Tor. Esse biotipo é enterotoxigênico não invasivo, provocando diarréia aguda, perda súbita de líquido e eletrólitos. Caracteriza-se por apresentar dose infectante elevada (DI_{50}: 10^8), bem como pode ser letal, principalmente

entre crianças. Cepas do sorogrupo não O:1, por sua vez, são enteroinvasivas e causam, além de diarréia, febre e hemorragias.

Algumas das características da cólera são as epidemias, por vezes devastadoras, e sua capacidade de recrudescimento (doença reemergente), desde os tempos de sua primeira investigação epidemiológica por John Snow, na Inglaterra, ainda em 1854.

Os modos de transmissão da cólera incluem a contaminação de água de consumo e alimentos, sendo os mais freqüentes e responsáveis por epidemias, e a transmissão entre pessoas, característica de ambientes intradomiciliar e intra-institucional (escolas, creches, etc.)

O caráter reemergente da cólera encontra-se associado, dentre outros fatores, à precariedade de condições sanitárias, incluindo o destino final dos esgotos sanitários. Em termos ambientais, o *V. cholerae* apresenta características de resistência e sobrevivência similares à maioria da bactérias patogênicas, ou seja, limitadas – são suscetíveis à ação de desinfetantes e aos efeitos adversos do meio ambiente. Destaca-se o fato de poder sobreviver e ser disseminado pelo ambiente aquático marinho.

e) *Campylobacter jejuni* e *Yersinia enterocolitica*

Campylobacter jejuni são bacilos Gram negativos, não fermentadores, microaerófilos, curvados em espiral e dotados de motilidade. *Yersinia enterocolitica* é um representante da família *Enterobacteriaceae*.

Ambos são parte da flora intestinal e patogênicos de uma série de animais, incluindo aves, bovinos e suínos. Por limitações analítico-laboratoriais, derivadas de suas características microaerofílicas (crescimento em ambientes com 3%-7% oxigênio), o *Campylobacter* por muito tempo era reconhecido apenas como um patógeno animal, porém sua importância nas estatísticas de causas de gastroenterites humanas (*Campylobacter jejuni*) é atualmente bem catalogada, bem como seu potencial zoonótico. *Yersinia* também é um patógeno intestinal humano (enteroinvasivo) e zoonótico de reconhecimento relativamente recente.

Campylobacter e *Yersinia* são agentes etiológicos de doenças de veiculação hídrica, com modo de transmissão fecal-oral e dose infectante elevada (*Campylobacter* – DI_{50}: 10^6, *Yersinia* – DI_{50}: 10^9), mas também encontram-se em outros veículos, como leite não-pasteurizado e carne, meios importantes para a transmissão.

A característica microaerofílica do *Campylobacter* limita sua sobrevivência no meio ambiente e em ambientes de estações de tratamento de esgotos, fazendo com que sua remoção seja mais efetiva que a da maioria das bactérias patogênicas. *Yersinia*, por sua vez, pode sobreviver em temperaturas próximas à de refrigeração, acentuando o potencial de transmissão por alimentos contaminados.

Vírus

Os vírus são uma classe heterogênea de agentes infecciosos. Podem variar em tamanho, morfologia, complexidade, hospedeiro e na forma como afetam seus hospedeiros. Entretanto, algumas características são compartilhadas por todos os vírus:

a) Consistem em um genoma, que pode ser DNA ou RNA, envolvido por uma cobertura protéica protetora (capsídeo). Freqüentemente, essa cobertura encontra-se envolvida por um envelope de proteínas, lipídios e carboidratos.
b) Os vírus só podem se multiplicar no interior de células vivas, sendo absolutamente dependentes da célula hospedeira para obter energia e sintetizar suas proteínas. Assim, são considerados parasitas intracelulares obrigatórios.
c) Seus ciclos de multiplicação incluem, como passo inicial, a separação do genoma da cobertura protéica.

Os vírus são classificados de acordo com a morfologia, a natureza química e física dos componentes virais, a estratégia usada para expressão genética e o modo de replicação. De modo geral, o ciclo de replicação viral envolve as seguintes etapas:

a) *adsorção* – pode ocorrer por atração iônica ou interação com receptores específicos na membrana da célula hospedeira;
b) *penetração* – pode ocorrer por endocitose, fusão do envelope viral com a membrana celular ou passagem direta através da membrana;
c) *desnudamento ou descapsidação* – é a separação física do genoma viral, com liberação do material genético no interior da célula;
d) *fase de síntese* – essa fase pode envolver dois períodos: período precoce e período tardio:
   - *período precoce* – ocorre a inibição da síntese de proteínas, DNA e RNA, na célula hospedeira e inicia-se a síntese de enzimas virais envolvidas na síntese de DNA e RNA virais;
   - *período tardio* – ocorre a síntese de proteínas estruturais e enzimas e proteínas não estruturais, síntese do genoma viral e início da morfogênese do vírus;
e) *liberação* – os vírus são liberados por brotamento ou por lise da célula infectada.

Dentre os diversos vírus existentes, aqueles que guardam relação com os esgotos sanitários são conhecidos como vírus entéricos. Nesse grupo, estão incluídos mais de 100 vírus pertencentes a diferentes famílias que têm por característica comum o fato de se multiplicarem no trato gastrointestinal do ser humano e poderem ser eliminadas pelas fezes. Os vírus entéricos podem causar vários tipos de doenças, não necessariamente restritas ao aparelho digestivo. A maioria tem dentre as principais formas de transmissão a água de consumo humano; entretanto, o consumo de alimentos contaminados, o

contato com corpos receptores (recreação, pesca, atividades domésticas, etc.) e a transmissão entre pessoas (mecanismo mão–boca, fômites e alimentos) também têm importância epidemiológica. Adicionalmente, outros modos de transmissão também são possíveis, citando-se a transmissão pelas vias respiratórias (oro-nasal).

Os vírus são os organismos patogênicos de estrutura mais simples e de menores dimensões, em ordem de grandeza de nanômetro (nm). Via de regra, apresentam sobrevivência similar, ou um pouco superior, à das bactérias no meio ambiente (em torno de duas semanas ou mais na água e algo superior em esgotos, devido à adsorção a partículas em suspensão); são mais resistentes aos processos de tratamento, porém também são *inativados* com relativa facilidade em processos de tratamento de água e águas residuárias que incluam mecanismos ou dispositivos de desinfecção. Em geral, são excretados em elevadas densidades (10^6-10^{12}/g fezes), as doses infectantes são baixas e a infecção, em geral, pode conferir imunidade.

Os vírus podem ser encontrados em diferentes ambientes aquáticos, como águas de superfície, subterrâneas e marinhas. Embora vários métodos de detecção dos vírus entéricos em amostras ambientais tenham sido desenvolvidos e aprimorados nos últimos 20 anos, ainda persistem diversas dificuldades analíticas. Uma das principais reside no fato de os vírus entéricos serem de difícil propagação e, conseqüentemente, ser difícil isolá-los em cultivos de células, além de serem técnicas caras e demoradas. Outras técnicas de detecção têm sido desenvolvidas, incluindo técnicas imunológicas e, mais recentemente, o PCR (reação em cadeia de polimerase), considerada uma das mais sensíveis, porém incapaz de distinguir partículas virais infectantes de não infectantes.

Assim como os protozoários, os vírus são responsáveis por várias doenças relacionadas a esgotos sanitários consideradas emergentes, restando ainda muito o que ser elucidado em termos de importância da veiculação hídrica, taxonomia e métodos de detecção em amostras ambientais. A seguir são descritos os principais vírus entéricos segundo suas famílias

a) Família Picornaviridae

A família Picornaviridae é uma das maiores famílias de vírus e inclui alguns dos mais importantes vírus humanos e animais. Como o nome da família indica, esses vírus são pequenos (pico), com diâmetro variando de 20 a 30 nm. Apresentam material genético do tipo RNA com filamento único e linear, capsídeo icosaédrico não envelopado e se replicam no citoplasma da célula infectada. Os capsídeos desses vírus são muito estáveis em condições ambientais adversas e no trato gastrointestinal, sendo estáveis em pH entre 3 e 9, o que facilita sua transmissão fecal-oral, seja pelo consumo de água e alimentos contaminados, seja entre pessoas (mecanismo mão–boca, fômites e alimentos). Os enterovírus e os hepatovírus são os principais gêneros dessa família relacionados a doenças de veiculação hídrica.

Enterovírus

As vias respiratórias superiores, a orofaringe e o trato gastrointestinal são as portas de entrada dos enterovírus, sendo a transmissão fecal-oral entre pessoas e a transmissão fecal-oral pelo consumo de água ou de alimentos contaminados os principais modos de transmissão. A replicação viral se inicia na mucosa e no tecido linfóide das tonsilas e da faringe e, posteriormente, infecta o intestino. Os vírus são resistentes às secreções gástricas e à bile. Após a viremia inicial, geralmente assintomática, os vírus são disseminados para os tecidos-alvo, onde penetram nas células através de seus receptores. Alguns enterovírus são bastante estritos quanto às células infectadas, enquanto outros infectam uma variedade maior de células. Os enterovírus são citolíticos, ou seja, após a rápida replicação no citoplasma, os vírus lisam as células e invadem novas células. A maior parte das infecções causadas pelos enterovírus não apresenta sintomas clínicos aparentes e ocorre principalmente durante a infância. Os danos causados pelas infecções são amplos, podendo ocorrer lesões no sistema nervoso, nos tratos gastrointestinal e respiratório, nos músculos, na pele e nos olhos.

Os enterovírus humanos não causam doenças em animais, sendo a espécie humana considerada o único hospedeiro natural. Da mesma forma, dentre as várias espécies de enterovírus relacionadas a doenças em animais, não há evidências de transmissão zoonóticas aos seres humanos.

Os enterovírus incluem as seguintes espécies:

Poliovírus

O poliovírus (Figura 2.5) é o mais bem estudado e o primeiro vírus a ser reconhecido como membro dos enterovírus, particularmente por ser responsável pela poliomielite, uma importante doença paralítica que acomete o ser humano. O poliovírus apresenta elevada infectividade, porém os sintomas visíveis de paralisia ocorrem em apenas 1% a 2% dos indivíduos suscetíveis. As manifestações clínicas geralmente são restritas à hipertermia, entretanto, apesar da baixa patogenicidade, são responsáveis por manifestações epidêmicas da poliomielite.

A transmissão do poliovírus é do tipo fecal-oral entre pessoas, sendo que a contaminação de mãos, alimentos e utensílios usados na alimentação é, provavelmente, a principal forma de disseminação do vírus, que pode ser eliminado por várias semanas nas fezes de indivíduos infectados.

Apesar de a poliomielite causada pelo poliovírus estar erradicada no Brasil, assim como em países europeus, no restante do continente americano e na Austrália, desde 1993, ainda há risco de reintrodução do vírus a partir de países da África e da Ásia, os quais ainda apresentam taxas elevadas de poliomielite.

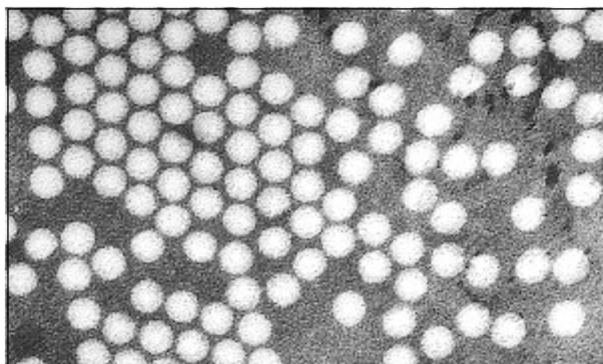



Figura 2.5 Poliovírus.

Coxsackievírus A e *B*

Os coxsackievírus são divididos em dois grupos, A e B, com base em diferenças biológicas e antigênicas. Podem causar doenças neurológicas (meningite linfocítica), digestivas, respiratórias, de pele e membranas mucosas, além de miocardites, pericardites e lesões cardiovasculares. A importância dos coxsackievírus está relacionada a sua ampla distribuição na natureza e por estarem associados a inúmeras patologias, podendo ocorrer na comunidade sob a forma de casos isolados ou epidemias.

A forma de transmissão predominante é a fecal-oral, entre pessoas (mecanismo mão–boca). Entretanto, pode ocorrer a transmissão pelo consumo de água ou alimentos contaminados, ou mesmo por via respiratória (oro-nasal). Em condições precárias de higiene, insetos como moscas e baratas podem funcionar como vetores mecânicos dos coxsackievírus. O indivíduo infectado pode eliminar o vírus pelas vias aéreas superiores, por períodos que variam de 10 a 15 dias, e pelas fezes, por várias semanas.

Os coxsackievírus estão estreitamente relacionados à falta de saneamento e às más condições de habitação, tornando precoces as infecções por esse vírus, que podem ocorrer já nas primeiras semanas de vida. Apesar de estarem associados a um amplo espectro de manifestações clínicas, as infecções pelo coxsackievírus são preponderantemente assintomáticas.

Echovírus

O nome echovírus é uma abreviação de *e*nteric *c*ytopathogenic *h*uman *o*rphans *v*iruses (vírus órfãos do intestino humano, possuidores de atividade citopatogênica), já que tais agentes não eram considerados associados à doença clínica em humanos. Esses vírus podem causar paralisias, encefalites, meningites assépticas, doenças exantemáticas, mialgias epidêmicas, pericardites, miocardites e gastroenterites infantis.

Os echovírus são bastante semelhantes aos coxsackievírus, tanto no aspecto microbiológico como no epidemiológico, dessa forma, as considerações feitas anteriormente para os coxsackievírus, podem ser aplicadas aos echovírus.

Enterovírus 68-71

Novos representantes do gênero enterovírus foram classificados obedecendo a um sistema de numeração seqüencial, identificando, assim, os enterovírus 68, 69, 70 e 71.

Os enterovírus 68 e 69 estão associados a doenças respiratórias e os enterovírus 70 e 71, considerados patógenos emergentes, estão associados, respectivamente, a extensas epidemias de conjuntivites hemorrágicas agudas e a casos esporádicos ou epidêmicos de doenças de mão, pé e boca, meningites assépticas, encefalites e síndrome poliomielítica.

Como os outros enterovírus, podem ser transmitidos de forma fecal-oral, entre pessoas, sendo as vias respiratórias (transmissão oro-nasal) importantes também na transmissão dos enterovírus 68 e 69. O enterovírus 70 tem um mecanismo diferenciado de transmissão, pode ser transmitido por objetos inanimados (fômites) e pela inoculação direta na conjuntiva por mão contaminadas.

Hepatovírus

Pertencente ao gênero hepatovírus e relacionado às águas residuárias, encontra-se o vírus da hepatite A (HAV). Esse vírus foi anteriormente classificado como enterovírus sob a denominação de enterovírus 72, entretanto, recentemente (1991) foi reclassificado como hepatovírus. São vírus que têm por material genético um RNA de fita simples e possuem capsídeo icosaédrico não envelopado, com 27 nm de diâmetro. Apenas 1 sorotipo foi identificado até o momento.

O VHA é o agente etiológico da hepatite A (HVA), também conhecida como hepatite infecciosa ou hepatite epidêmica, doença que acomete primariamente o tecido hepático e, eventualmente, outros órgãos e tecidos do organismo. A HVA apresenta distribuição mundial e o principal mecanismos de transmissão é a forma fecal-oral entre pessoas, porém o consumo de água e alimentos, em particular frutos do mar, contaminados também tem significativa importância epidemiológica.

Na maior parte dos casos, o VHA causa infecções assintomáticas em crianças e sintomáticas em adultos, sendo que as maiores prevalências da doença são verificadas em populações com nível socioeconômico mais baixo.

b) Família Reoviridae

Rotavírus e orthoreovírus são os gêneros de maior significância clínica e epidemiológica dessa família. Medem de 70 a 80 nm e caracterizam-se por possuir genoma constituído de RNA de fita dupla, segmentado em 10 a 11 fragmentos;

apresentam simetria icosaédrica, não são envelopados, mas possuem dois capsídeos distintos, um interno e outro externo. Ao microscópio eletrônico assemelham-se a uma roda (volante).

Os rotavírus (Figura 2.6) têm distribuição mundial e são classificados em sete grupos distintos: A, B, C, D, E, F e G. O grupo A é o mais importante na patologia humana e está associado a quadros graves de gastroenterites em crianças e lactentes. Os grupos B e C são responsabilizados por surtos de gastroenterites em crianças e adultos. Os rotavírus são considerados a causa mais comum de gastroenterite aguda em crianças e são responsáveis por mais de 50% das internações de indivíduos com menos de 5 anos. Após um período de incubação de 24 a 48 horas, provocam vômitos e diarréia associados à febre. A recuperação ocorre geralmente em um período de 5 a 6 dias. Os rotavírus também são associados a surtos de gastroenterites em ambientes fechados, como creches, enfermarias pediátricas e núcleos geriátricos.

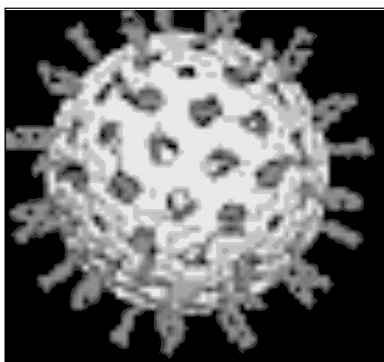



Figura 2.6 Rotavírus.

O mecanismo principal de transmissão do rotavírus é a forma fecal-oral, entre pessoas; em situações epidêmicas e em populações sob relativo isolamento, como indígenas, a transmissão por água e alimentos contaminados assume papel preponderante.

Os rotavírus são excretados em concentrações que alcançam 10^{12} partículas virais/ml de fezes, durante a fase aguda do quadro diarréico, sendo a dose infectante estimada em 10 vírions. Essas características, associadas a sua reconhecida estabilidade diante das variações de temperatura e pH e das substâncias químicas, são os determinantes da elevada infecciosidade das rotaviroses.

Os grupo A, B e C de rotavírus são reconhecidos por causar doença em seres humanos, sendo o grupo A o mais prevalente. Todos os sete grupos (A a G) infectam uma variedade de animais (mamíferos e aves), sendo já evidenciado o potencial

zoonótico do rotavírus, particularmente o grupo C, com possível transmissão a partir de suínos.

Os orthoreovírus podem infectar o ser humano e várias espécies de mamíferos. Têm sido isolados dos tratos respiratório e gastrointestinal de pessoas, mas até o momento há poucas evidências que os relacionem com doenças em seres humanos. Os vírus são eliminados pelas fezes e regularmente são encontrados em águas residuárias e poluídas.

c) Família Caliciviridae

Os calicivírus clássicos são assim denominados por apresentarem depressões na superfície do capsídeo, dando ao vírus uma aparência em forma de cálice. São vírus do tipo não envelopado, com 30-38 nm de diâmetro; possuem capsídeo icosaédrico e material genético RNA de fita simples.

Pertencentes à família Caliciviridae serão comentados três vírus com importância significativa relacionada às águas residuárias: calicivírus, SRSV e vírus da hepatite E.

Calicivírus

Esse gênero, pertencente à família Caliciviridae, é responsável por doença entérica de curtos períodos de incubação (1 a 3 dias) e duração (4 dias). Os calicivírus já foram associados a surtos de gastroenterite afetando crianças e idosos, todos em ambiente institucional (escolas, hospitais e asilos).

O principal mecanismo de transmissão dos calicivírus é a forma fecal-oral entre pessoas, entretanto, a água e os alimentos (frutos do mar) contaminados já foram implicados como veículos.

SRSV

Vários vírus encontram-se agrupados sob a denominação *small round structured viruses* (pequenos vírus circulares). Esses vírus são classificados na família Caliciviridae, porém não apresentam as depressões típicas dos calicivírus clássicos.

No grupo dos vírus SRSV destaca-se o vírus Norwalk, que apresenta as seguintes características: genoma com RNA de fita simples, não envelopado, capsídeo icosaédrico e diâmetro de 26 a 32 nm. Classificados anteriormente como parvovírus, após estudos imunológicos passaram a ser considerados parte da família Caliciviridae.

O vírus Norwalk está associado a doenças de caráter agudo (duração de aproximadamente 12 a 72 horas), de curto período de incubação (48 horas) e caracterizadas por febre, náuseas, diarréia e vômitos. Aparentemente, o vírus acomete, de forma indistinta, adultos e crianças.

Os mecanismos de transmissão do vírus Norwalk incluem a transmissão fecal-oral e vômito-oral entre pessoas, e o consumo de água e alimentos contaminados; entretanto, em situações de surtos e epidemias, o consumo de água contaminada é a forma de transmissão freqüentemente associada ao vírus. Adicionalmente, o vírus Norwalk também tem sido responsabilizado por casos de gastroenterite relacionados a águas de recreação.

Além do vírus Norwalk, há outros similares do ponto de vista morfológico que causam os mesmos sintomas: Montgomery County, Hawaii, Otofuke, Taunton, Sapporo e Snow Mountain. Até o momento, considera-se que o ser humano é o único hospedeiro dos vírus pertencentes a esse grupo.

Vírus da hepatite E

O vírus da hepatite E (vírus "entericamente transmitidos não A não B") (HEV) são vírus não envelopados, com capsídeo icosaédrico, que apresentam diâmetro de 27 a 34 nm e material genético do tipo RNA. Apesar de controverso, o VHE é classificado como pertencente à família Caliciviridae.

O mecanismo de transmissão do VHE é, principalmente, do tipo fecal-oral, pelo consumo de água e alimentos contaminados. Diferentemente de outros vírus entéricos, como o vírus da hepatite A, a transmissão fecal-oral, entre pessoas (mecanismo mão–boca) do VHE parece não ser importante.

A hepatite E ocorre tanto na forma epidêmica como em casos esporádicos. Epidemias são freqüentes após calamidades, em função da contaminação de alimentos e mananciais de água, principalmente em áreas com infra-estrutura de saneamento precária. Casos esporádicos ocorrem em regiões consideradas endêmicas, sendo comuns em viajantes e populações de imigrantes.

De forma semelhante ao verificado para a hepatite A, a doença causada pelo VHE tem evolução benigna. Entretanto, quando acomete gestantes, a doença pode evoluir de forma fulminante, com letalidade em torno de 20%.

A infecção pelo VHE acomete principalmente adultos jovens (15 a 40 anos de idade), diferentemente da hepatite A, que ocorre mais entre crianças e adolescentes.

Há evidências de que a hepatite causada pelo VHE é uma zoonose, sendo o suíno o hospedeiro natural do vírus.

d) Família Adenoviridae

Os adenovírus humanos pertencem à família Adenoviridae, gênero Mastadenovírus. São vírus não envelopados, DNA de fita dupla, com capsídeo icosaédrico, fibras de hemaglutinina e diâmetro de 70-80 nm. Há mais de 49 sorotipos de adenovírus classificados em seis grupos: A, B, C, D, E e F. Os adenovírus clássicos pertencentes a

esses grupos são responsáveis por grande parte das infecções respiratórias e da conjuntiva em seres humanos. Alguns sorotipos apresentam potencial oncogênico.

Os sorotipos 40 e 41, pertencentes ao grupo F, são os adenovírus entéricos, conhecidos também como adenovírus fastidiosos, pois se multiplicam com grande dificuldade em culturas de células. Esses sorotipos são considerados importantes agentes de gastroenterites em crianças (principalmente menores de 4 anos), além de estarem associados a surtos de gastroenterites em berçários e hospitais.

Os adenovírus entéricos são responsáveis por 5% a 20% das internações de crianças com diarréia em países desenvolvidos. O período de incubação varia de 3 a 10 dias, sendo o maior dentre todos os vírus entéricos. A doença clínica é semelhante às rotaviroses, porém esses últimos têm maior incidência que os adenovírus entéricos.

O mecanismo de transmissão dos adenovírus entéricos é do tipo fecal-oral, entre pessoas, sendo eliminados em grande quantidade nas fezes de indivíduos infectados.

Os adenovírus podem infectar uma grande variedade de animais, porém não são considerados vírus com potencial zoonótico.

e) Família Astroviridae

Os astrovírus são vírus com diâmetro de 28-30 nm, não envelopados, envolvidos por capsídeo icosaédrico e possuem RNA de fita simples. À microscopia eletrônica podem ser vistos com uma forma de estrela com 5 ou 6 braços. Há sete sorotipos de astrovírus humanos identificados, sendo o sorotipo 1 o mais freqüentemente associado à doença humana.

Os astrovírus têm sido considerados importantes agentes de gastroenterite em crianças (normalmente menores de 2 anos) e têm sido associados a surtos em instituições geriátricas.

A doença causada pelos astrovírus tem duração curta (2 a 4 dias) e período de incubação variando de 24 a 36 horas. Os sintomas incluem, além de diarréia, vômito, febre, dor abdominal e anorexia, sendo difícil a diferenciação clínica entre as astroviroses e as rotaviroses, embora esta última seja, normalmente, mais grave.

Diferentemente do vírus Norwalk, os astrovírus são eliminados em grande quantidade nas fezes de pacientes com diarréia. Estima-se que a infecção por astrovírus seja menos freqüente que a pelo rotavírus (6 vezes menos) e que a pelo adenovírus (2 vezes menos).

O principal mecanismo de transmissão dos astrovírus é do tipo fecal-oral entre pessoas (mecanismo mão–boca e por meio de fômites), entretanto, surtos relacionados à ingestão de água e alimentos contaminados já foram relatados.

Os astrovírus são capazes de infectar várias espécies animais, porém não há evidências de transmissão dos sorotipos animais para os seres humanos.

f) Família Parvoviridae

Vírus do tipo parvovírus fecal humano (HFPLV) têm sido isolados de fezes de pessoas sadias e com gastroenterite. São vírus não envelopados, com DNA de fita simples, capsídeo icosaédrico e diâmetro de 20 a 25 nm. Ainda não é clara a associação entre o parvovírus e a doença humana, entretanto, surtos de gastroenterite envolvendo o consumo de frutos do mar já foram associados a esses vírus.

g) Família Coronaviridae

Os coronavírus são os vírus que apresentam o genoma mais longo de todos os vírus RNA. À microscopia eletrônica, os vírus apresentam capsídeo do tipo tubular e envelope coberto por ampla espícula, tornando sua aparência semelhante a de uma coroa. Apresentam diâmetro que pode variar de 60 a 120 nm.

Esse vírus são reconhecidos por causar diarréia em animais e doença respiratória em seres humanos. Partículas virais semelhantes ao coronavírus têm sido identificadas em fezes de pessoas com gastroenterite (principalmente crianças menores de 2 anos), entretanto, a associação desses vírus com doença entérica em seres humanos ainda é incerta.

h) Família Toroviridae

Esses vírus foram inicialmente chamados agente Breda ou agente Bern e são agora classificados na família Toroviridae. Os torovírus são reconhecidos por causar diarréia em bovinos e têm sido encontrados em fezes de crianças recém-nascidas e de adultos, entretanto, sua associação com doença entérica em seres humanos não é comprovada.

Protozoários

Os protozoários são organismos unicelulares (portanto microrganismos), eucariotas, quimio-heterotróficos e pertencem ao Reino Protista.

O ciclo de vida dos protozoários relacionados a esgotos sanitários é composto, basicamente, por dois estágios: um estágio vegetativo ou ativo (onde se verifica a alimentação e a reprodução do organismo), caracterizado pela presença de formas denominadas trofozoítos, e um estágio de resistência ou inativo, caracterizado pela formação de uma cápsula protetora (cisto), a qual permite ao organismo sobreviver em condições adversas, até mesmo fora do hospedeiro. De modo geral, após a ingestão dos cistos, ao passarem pelo estômago, o ambiente ácido induz o rompimento dos cistos (desencistamento) e a liberação dos trofozoítos, que geralmente parasitam o

intestino. Os trofozoítos se reproduzem por divisão binária ou esquizogonia, podendo dar seqüência ao processo parasitário ou formar novos cistos e serem excretados. Fora do hospedeiro não há reprodução.

Os cistos excretados apresentam-se em forma imediatamente infectante a um novo hospedeiro humano; as doses infectantes são, em geral, baixas, podendo um único cisto desencadear um processo infeccioso. Os cistos apresentam sobrevivência moderada no meio ambiente, porém são bem mais resistentes que bactérias e vírus à ação dos desinfetantes usualmente empregados em processos de tratamento de água e esgotos, particularmente ao cloro. Por outro lado, apresentam tamanho (4-60 μm) e densidades que favorecem a potencial remoção por sedimentação e filtração.

Dentre os principais modos de transmissão, destacam-se o abastecimento de água para consumo humano, o contato primário com corpos receptores, o consumo de alimentos contaminados e a transmissão entre pessoas. Além disso, várias protozooses são zoonoses, o que torna mais complexo o ciclo de vida, a cadeia de transmissão e, portanto, as medidas de controle.

Talvez em relação aos protozoários resida um dos maiores desafios à Engenharia Sanitária e de Saúde Pública, uma vez que freqüentemente são adicionados "novos" patógenos e doenças emergentes à lista de doenças de veiculação hídrica e associadas aos esgotos sanitários. Desafio igual e paralelamente imposto à Epidemiologia e à Microbiologia, já que há muito o que ser elucidado em termos de ciclo de vida, potencial zoonótico e modos de transmissão, além da taxonomia e métodos de detecção em amostras ambientais, sobre vários protozoários.

Os protozoários patogênicos aos seres humanos, associados aos esgotos sanitários, mais comuns e reconhecidos há mais tempo, são *Entamoeba hystolitica*, *Giardia lamblia* e *Ballantidium coli*. Mais recentemente, grande destaque tem sido dado ao *Cryptosporidium*, anteriormente reconhecido apenas como um patógeno animal. Entretanto, continuamente, se registram protozoários "emergentes", como Microsporídeos, *Cyclospora cayetanensis* e *Isospora belli*.

Os protozoários formam um grupo grande e diverso. A classificação das espécies em filos e subfilos é baseada em características, como motilidade, superfície celular, estruturas para alimentação, estrutura nuclear, dentre outras.

A seguir, apresentam-se, resumidamente, algumas características dos protozoários mais usualmente associados aos esgotos sanitários e sobre os quais já se reúnem informações mais consolidadas, sem entretanto detalhar critérios de classificação taxonômica.

a) Entamoeba histolytica

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ ingestão de cistos: transmissão fecal-oral (água, alimentos, mãos e utensílios) ⇒ ruptura dos cistos e liberação do trofozoíto (intestino grosso) ⇒ reprodução por divisão binária ⇒ novos trofozoítos e encistamento ⇒ excreção de cistos e trofozoítos ⇒ ambiente (água–solo–alimentos) ⇒ reduzida sobrevivência (cistos < 1 semana; trofozoíto, morte quase imediata) ⇒ hospedeiro humano ⇒ ingestão de cistos.

A *Entamoeba histolytica* é essencialmente um parasita do intestino grosso, sendo a respectiva patologia, a amebíase, por vezes referida como disenteria amebiana. A amebíase é considerada uma das mais virulentas e letais parasitoses, sendo única dentre outras amebas que parasitam o intestino, por ser capaz de invadir a mucosa intestinal.

Os cistos ingeridos passam pelo estômago, resistindo à ação do suco gástrico, chegam ao final do intestino delgado ou início do intestino grosso, onde ocorre o desencistamento, dando lugar à formação do trofozoíto, que, em seqüência, se reproduz por fissão binária – alguns, como proteção, se encistam ainda no intestino. O trofozoíto apresenta cerca de 20-60 μm de diâmetro e os cistos, 8-20 μm. Morfologicamente, o trofozoíto da *E. histolytica* distingue-se pela capacidade de emitir projeções do citoplasma do tipo pseudópodos, utilizados para locomoção. O trofozoíto tem pouca importância na transmissão da doença, pois não resiste à passagem pelo estômago ou à exposição ao ar no meio ambiente. Um indivíduo infectado pode produzir cerca de 10^7 cistos/g de fezes, sendo que uma proporção variável destes são cistos maduros, ou seja, infectantes; uma vez excretados não é de se esperar estágios de maturação no meio ambiente. A ingestão de um único cisto pode provocar infecção, porém estima-se que a dose infectante (DI_{50}) seja de 10-100 cistos.

Os cistos de *E. histolytica* são particularmente sensíveis à temperatura elevada e à dessecação, de sorte que sua sobrevida no meio ambiente, especialmente em climas tropicais, é limitada (cerca de uma semana). Em superfícies, por exemplo mãos ou utensílios, usualmente não sobrevivem por mais de uma hora. Por isso, e pelo fato de a principal rota de transmissão reconhecida ser o contato entre pessoas no ambiente domiciliar, distraindo a atenção de seu monitoramento em amostras ambientais, sua detecção nestas amostras não é tão freqüente. Além disso, cistos de *Entamoeba coli*, que não são patogênicos para os seres humanos, e de outras amebas de vida livre costumam confundir a identificação em laboratório.

As características de sedimentação dos cistos de *Entamoeba* (densidade: 1,06; velocidade de sedimentação: 0,1 m/h) são menos favoráveis que as de outros

organismos sedimentáveis (*Ascaris*); entretanto, sua limitada sobrevivência permite supor que processos de tratamento de esgotos com elevado tempo de detenção hidráulica apresentem elevada eficiência de remoção.

A amebíase é nitidamente uma doença de transmissão fecal-oral entre pessoas, sendo que a eliminação do agente por meio das fezes e sua transmissão pelo mecanismo mão–boca, fômites ou alimentos em condições de higiene domiciliar e pessoal precárias são apontadas como os principais modo de transmissão. Entretanto, a ingestão de cistos via consumo de água e hortaliças contaminadas não é absolutamente negligenciável.

b) *Giardia* sp.

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ ingestão de cistos: transmissão fecal-oral (água, alimentos, mãos e utensílios) ⇒ ruptura dos cistos e liberação do trofozoíto (intestino delgado) ⇒ reprodução por divisão binária ⇒ novos trofozoítos e encistamento (intestino grosso) ⇒ excreção de cistos e trofozoítos ⇒ ambiente (água–alimentos) ⇒ reduzida sobrevivência (cistos < 2 semanas) ⇒ hospedeiro humano ⇒ ingestão de cistos.

Giardíase é uma das parasitoses de maior incidência em todo o mundo. Nos chamados países desenvolvidos, onde a incidência de helmintoses é mais rara e os serviços de vigilância epidemiológica mais bem estruturados, a *Giardia* apresenta-se como o parasita mais freqüentemente isolado. Em contrapartida, e somado ao fato de que muitas vezes os sintomas da doença são brandos, muito provavelmente, nos países em desenvolvimento a prevalência e a incidência de giardíase são subestimadas. O ciclo (cisto ingerido – trofozoíto – cistos) no organismo do hospedeiro é bastante similar ao da *E. hystolitica*.

O trofozoíto apresenta cerca de $9\text{-}21 \times 6\text{-}12$ µm, é binucleado e apresenta quatro pares de flagelos, utilizados para locomoção; os cistos são ovais ou elipsóides, com dimensões médias de $14\text{-}16 \times 6\text{-}12$ µm, sendo que as fases maduras e infectantes podem ser bi ou quadrinucleadas e com uma parede celular espessa e resistente (Figuras 2.7 e 2.8).

Um indivíduo infectado pode eliminar até 10^5 cistos/g de fezes. Apesar dessa quantidade ser, comparativamente, menor que àquela excretada por um indivíduo infectado por *E. histolytica*, o fato de apenas uma proporção de cistos de *E. histolytica* eliminados ser infectante, associado à significativa menor dose infectante (DI_{50}) da *Giardia* (1-10 cistos), ajudaria a explicar a maior prevalência da giardíase na população em geral. Além disso, os cistos de *Giardia* são mais resistentes. Ao contrário do

observado para *E. hystolitica*, cistos de *Giardia* são freqüentemente detectados em amostras de águas superficiais.[3]

Embora a transmissão fecal-oral entre pessoas (mecanismo mão–boca, fômites ou alimentos), por exemplo no ambiente domiciliar ou nas escolas, seja um modo comprovado e importante, cada vez mais confirma-se a importância epidemiológica da transmissão via abastecimento e consumo de água, bem como do consumo de hortaliças. Esgotos sanitários são comprovadamente fontes de contaminação relevantes de mananciais de abastecimento. Adiciona-se ao problema o fato de que as doses de cloro usualmente aplicadas no tratamento da água não são suficientes para efetiva inativação dos cistos, delegando o papel de sua remoção, em boa medida, à filtração. Os cistos de *Giardia* apresentam densidade superior aos de *E. hystolitica* e similar a de ovos de *Ascaris* (1,11) e, portanto, são potencialmente mais eficientemente removidos em processos de tratamento de esgotos adequados.

Principalmente a partir de critérios morfológicos, são reconhecidas três espécies nesse gênero: *Giardia duodenalis*, que infecta vários mamíferos, inclusive o ser humano, aves e répteis; *Giardia muris*, que infecta roedores, aves e répteis; e *Giardia agilis*, que infecta anfíbios. Consideram-se as denominações *Giardia lamblia*, *Giardia duodenalis* e *Giardia intestinalis* como sinônimas e as espécies encontradas em isolados de origem humana (EPA, 1998; Sogayar & Guimarães, 2000).

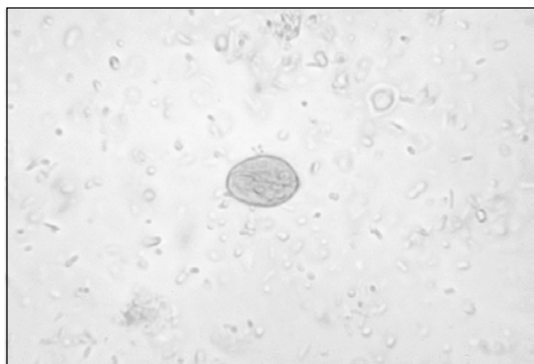



Figura 2.7 Cisto de *Giardia.*

3. Heller *et al*. (2003) encontraram densidades de 101-103 cistos/L no esgoto sanitário em Belo Horizonte, MG, em sintonia com a literatura internacional; Bastos *et al*. (2002) encontraram 2,0-140 cistos/L em mananciais de abastecimento de Viçosa, MG, sendo os valores máximos acima das médias registradas na literatura internacional, denotando elevado grau de contaminação.

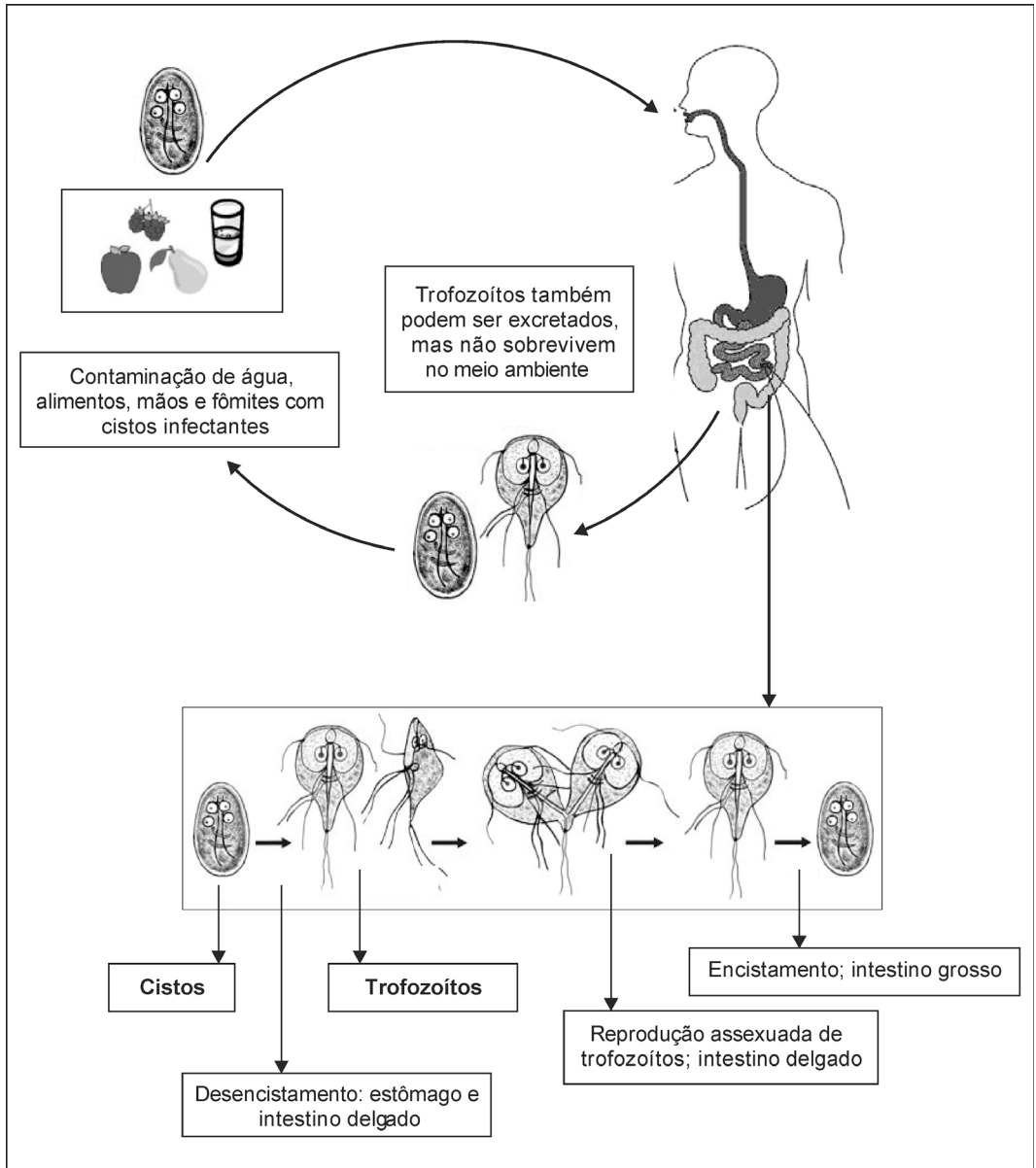



Figura 2.8 Ciclo biológico da *Giardia*.

O potencial zoonótico da giardíase é reconhecido, porém ainda é controverso o papel dos animais como fonte de infecção da doença para seres humanos, pela dificuldade de distinção de organismos espécie-específicos. Estudos recentes, de infecções experimentais, oferecem evidências de que uma variedade de mamíferos silvestres e domésticos são capazes de albergar o parasita que infecta seres humanos.

Os problemas taxonômicos andam par-e-passo com os de ordem analítico-laboratorial, pois com as técnicas atualmente disponíveis é difícil diferenciar espécies parasitas de seres humanos ou mesmo a determinação da viabilidade dos cistos e, portanto, evitar a ocorrência de resultados falso-positivos. Por essas razões, deve-se, preferencialmente, referir-se ao organismo detectado em amostras ambientais (água e esgotos), genericamente, como *Giardia* spp.

c) *Cryptosporidium* spp.

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ ingestão de oocistos: transmissão fecal-oral (água, alimentos, mãos e utensílios) ⇒ ruptura dos oocistos e liberação de quatro esporozoítos (intestino delgado) ⇒ infecção das células epiteliais do trato gastrointestinal ⇒ trofozoítos ⇒ reprodução assexuada binária ⇒ merozoítos ⇒ reprodução sexuada ⇒ oocisto contendo quatro esporozoítos ⇒ excreção de oocistos ⇒ ambiente (água–alimentos) ⇒ sobrevivência (?) ⇒ hospedeiro humano ⇒ ingestão de oocistos.

A morfologia e o ciclo biológico do *Cryptosporidium* são bem mais complexos. Os oocistos ingeridos liberam os esporozoítos no intestino delgado; estes penetram nas células epiteliais e se transformam em trofozoítos.

O ciclo de vida inclui estágios de reprodução assexuada e sexuada até a formação do oocisto, que é prontamente infectante. São formados dois tipos de oocistos: um de parede espessa, que é excretado para o meio externo junto com as fezes, e um de parede delgada, que se rompe no intestino delgado e é responsável, acredita-se, pelos casos de auto-infecção (Figura 2.9).

Os cistos contêm quatro esporozoítos formados por reprodução sexuada, daí a denominação oocistos. Os oocistos excretados com as fezes são extremamente resistentes aos efeitos adversos do meio ambiente e à ação de desinfetantes. Os oocistos de *Cryptosporidium* são mais resistentes e menores (5 × 4,5 μm) que os cistos de *Giardia* e, portanto, de inativação e remoção mais difíceis.

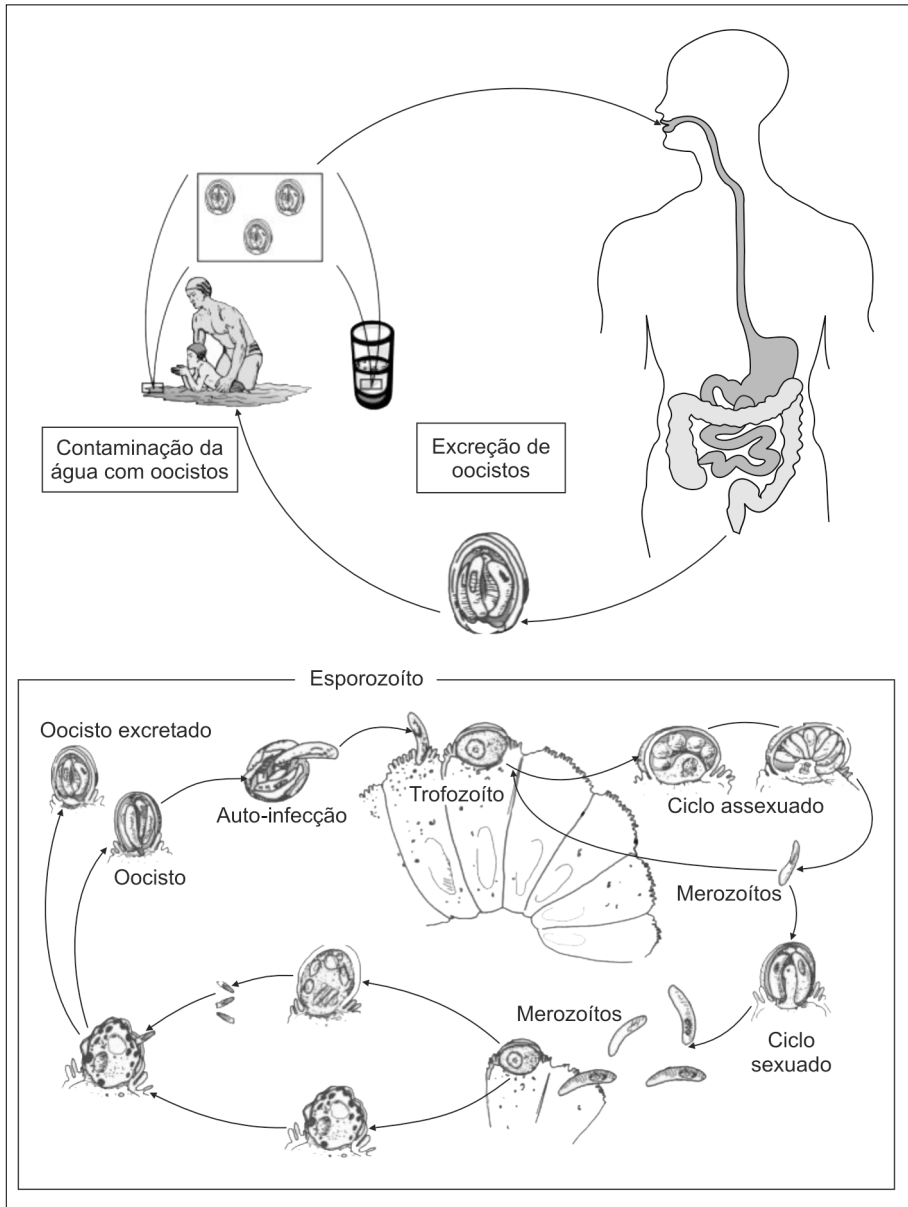



Figura 2.9 Ciclo biológico do *Cryptosporidium*.

Por ser tipicamente uma doença humana emergente, menos se tem consolidado sobre as características ambientais do *Cryptosporidium* e a epidemiologia da criptosporidiose. Um indivíduo infectado pode eliminar até 10^2 oocistos/g de fezes e a dose infectante (DI_{50}) é de 1-30 oocistos. A transmissão fecal-oral entre pessoas (mecanismos mão–boca, fômites e alimentos) é reconhecida, bem como a potencial virulência do *Cryptosporidium*, especialmente em grupos populacionais imunodeprimidos. Também é reconhecida a veiculação hídrica da doença, via contato primário e consumo de água. A criptosporidiose é comprovadamente uma zoonose, sendo que os esgotos sanitários e as atividades agropecuárias constituem fatores inquestionáveis de contaminação de mananciais.[4] A contaminação de esgotos sanitários de cerca de 250 mil habitantes (460 L/s) pode equivaler à carga excretada de aproximadamente 200 indivíduos imunodeprimidos infectados com *Cryptosporidium*; por sua vez, um único bezerro ou uma ovelha infectada pode excretar mais oocistos por dia que mil indivíduos imunodeprimidos (Crockett & Haas, 1997). A criptosporidiose apresenta-se como um "problema emergente" e considerável, quando se pensa na irrigação de forrageiras com esgotos sanitários.

As mesmas dificuldades taxonômicas e analíticas destacadas para *Giardia* aplicam-se ao *Cryptosporidium*. Mais de 20 espécies de *Cryptosporidium* já foram descritas com base no hospedeiro em que foi originalmente isolada. Entretanto, a partir de estudos de transmissão envolvendo diferentes espécies animais e análises morfológicas e imunológicas dos parasitas, reconhece-se, atualmente, dez espécies válidas para esse gênero. A espécie infectante para seres humanos aparentemente se restringe ao *C. parvum*, que encontra em alguns animais domésticos (bovinos, caprinos e ovinos), importantes reservatórios da doença. Porém, a taxonomia do gênero *Cryptosporidium* ainda é motivo de controvérsias e um dos pontos de destaque nas pesquisas sobre este protozoário; por isso, e de forma análoga à *Giardia*, deve-se, preferencialmente, referir-se ao organismo detectado em amostras ambientais (água e esgotos), genericamente, como *Cryptosporidium* spp.

Helmintos

Os helmintos constituem um grupo de organismos eucariotas, pluricelulares, quimio-heterotróficos, pertencentes ao reino Animalia. Esses organismos se caracterizam por, em geral, apresentar, de forma completa ou incompleta, sistema digestivo, circulatório, nervoso, excretor e reprodutivo, sendo, portanto, altamente especializados para viverem como parasitas humanos. Os helmintos patogênicos aos seres humanos pertencem a dois filos: Platyhelminthes (platelmintos – vermes

4. Heller *et al*. (2002) encontraram densidades de 1-102 oocistos/L no esgoto sanitário em Belo Horizonte, MG; Bastos *et al*. (2002) encontraram 4,0-510 oocistos/L em mananciais de abastecimento de Viçosa, MG.

achatados) e Aschelminthes (asquelmintos – vermes cilíndricos ou redondos). O filo Platyhelminthes inclui as classes Trematoda (trematóides) e Cestoda (cestóides) e o filo Aschelminthes, a classe Nematoda (nematóides).

Apesar de ovos (30-70 × 22-50 µm) e larvas de helmintos serem visíveis apenas ao microscópio, os organismos propriamente ditos, larvas e vermes adultos, por serem pluricelulares, não são classificados como microrganismos. Além disso, os organismos adultos variam de 5-10 mm (*Ancylostoma duodenale*) a 6-10 m (*Taenia saginata*). Em geral, os ovos de helmintos são extremamente resistentes, podem sobreviver por longos períodos no meio ambiente e a ação da maioria dos desinfetantes utilizada no tratamento da água e dos esgotos é inócua. Por outro lado, apresentam tamanho e densidades suficientes para serem removidos por processos físicos, a exemplo da filtração e da sedimentação.

A maioria dos helmintos apresenta um complexo ciclo biológico, compreendendo, de forma geral, três estágios: ovo, larva (podendo haver mais de um estádio) e verme adulto. Simplificadamente, têm-se, em seqüência contínua, a produção sexuada de ovos ($\cong 10^4$/dia), a eclosão dos ovos, o desenvolvimento dos estádios de larva e a formação do verme adulto. Salvo raras exceções (ex.: *Strongyloides stercoralis*), os helmintos parasitas não se reproduzem no ambiente, ou seja, fora do hospedeiro. Para muitos desses organismos, o ciclo biológico ocorre da seguinte maneira: ingestão de ovos ou larvas, desenvolvimento dos estádios de larva no organismo do hospedeiro, reprodução no organismo do hospedeiro, produção de ovos, desenvolvimento dos estádios de larva ainda no organismo do hospedeiro e/ou excreção de ovos e larvas junto com as fezes. Em alguns helmintos algumas fases do ciclo biológico ocorrem obrigatoriamente no ambiente (*Ascaris lumbricoides*, no solo, e *Schistosoma mansoni*, na água) e outros, também obrigatoriamente, necessitam de um hospedeiro intermediário para seu completo desenvolvimento (*Taenia solium*). Em geral, o contato com novos hospedeiros humanos se dá passivamente, pela ingestão de ovos ou larvas (*Ascaris lumbricoides* e *Enterobius vermicularis*), ou ativamente, quando a larva infectante penetra na pele ou na mucosa (*Ancylostoma duodenale*). Via de regra, a dose infectante é baixa, bastando um ovo ou larva para o desenvolvimento de vermes adultos no organismo do hospedeiro, desencadeando um processo infeccioso.

Dentre os principais modos de transmissão, destacam-se o consumo de alimentos contaminados, o contato primário com corpos receptores (recreação, pesca, atividades domésticas, etc.), o contato com solo contaminado (práticas agrícolas e no ambiente peridomiciliar) e a transmissão entre pessoas (mecanismo mão–boca, fômites e alimentos). A transmissão via abastecimento de água para consumo humano é menos provável. Torna-se então nítida a importância do tratamento e do destino final adequados dos esgotos sanitários, especialmente em relação à diluição em corpos receptores, onde ocorre o contato primário, ou à irrigação, além da própria irrigação com esgotos.

Muito embora isso não possa ser tomado como regra geral, a prevalência de helmintoses e protozooses costuma ser mais elevada em crianças e adolescentes e em populações de baixa renda. Ilustra-se essa afirmação com dados recentes de pesquisa realizada por Heller *et al.* (2002), no município de Viçosa, MG (Tabela 2.2), cuja cobertura de serviços de saneamento urbano registra, respectivamente, 96% e 85% de atendimento com serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário. O trabalho envolveu um estudo de demanda laboratorial, avaliando 3.463 exames parasitológicos de fezes. As parasitoses mais freqüentes (ascaridíase e ancilostomatose) revelaram prevalência de indivíduos positivos de 8,2% e 3,1%, respectivamente. A prevalência de exames positivos foi maior para as faixas etárias inferiores a 1 ano (11,4/mil habitantes) e de 1 a 14 anos (20,5/mil habitantes), e em bairros com qualidade de vida e infra-estrutura de saneamento mais precárias, logo, na população de mais baixa renda.

Tabela 2.2 Distribuição dos exames positivos, proporção de indivíduos e prevalência de indivíduos positivos na amostra estudada segundo o enteroparasita (Viçosa, MG, 1999 a 2001).

Parasita	Exames positivos	Proporção de exames positivos (%)	Prevalência de indivíduos positivos (%)
*Entamoeba coli**	297	32,7	8,6
Ascaris lumbricoides	283	31,2	8,2
Ancylostomidae	106	11,7	3,1
Giardia lamblia	96	10,6	2,8
Entamoeba histolytica	91	10	2,6
Strongyloides stercoralis	67	7,4	1,9
Enterobius vermicularis	50	5,5	1,4
Trichuris trichiura	35	3	1
Schistossoma mansoni	27	3,0	0,8
Endolimax nana	14	1,5	0,4
Taenia sp.	6	0,7	0,2
Hymenolepis nana	2	0,2	0,1
Total	1.074	100	–

**Entamoeba coli* não é patogênica.

Nematóides intestinais humanos

Os integrantes do filo Aschelminthes, classe Nematoda, possuem corpo cilíndrico e aparelho digestivo completo (boca, intestino e ânus). Alguns nematóides apresentam o ovo como forma infectante (*Ascaris lumbricoides* e *Enterobius vermicularis*), outros, a larva (*Necator americanus*). Algumas espécies não apresentam estádio larvar no ambiente, podendo concluir um ciclo de vida inteiro, de ovo a verme adulto, em um único hospedeiro (*Enterobius vermicularis*). A maioria dos nematóides patogênicos aos seres humanos é parasita do trato gastrointestinal e prescinde de hospedeiro intermediário, tendo no solo o ambiente necessário para a maturação de ovos ou larvas, sendo, por isso, referidos na literatura como helmintos do solo ou geo-helmintos.

a) *Ascaris lumbricoides*

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ excreção de ovos ⇒ ambiente (água–solo–alimentos) ⇒ desenvolvimento larvário no interior do ovo à forma infectante (cerca de 21 dias) ⇒ longa sobrevivência no ambiente (solo; meses, até anos) ⇒ ingestão de ovos (mãos, utensílios e alimentos) ⇒ eclosão dos ovos no organismo do hospedeiro ⇒ desenvolvimento dos estádios de larva ao verme (60-75 dias) ⇒ reprodução sexuada (intestino delgado) ⇒ produção e excreção de ovos.

A ascaridíase é reconhecidamente uma das helmintoses de maior prevalência no mundo. Cada fêmea pode liberar cerca de 200 mil ovos/dia, dos quais cerca de 15% não são fertilizados. Uma vez liberados no meio ambiente, em condições favoráveis, principalmente no solo (umidade, sombreamento e temperatura), no mínimo em 21 dias cerca de 75% dos ovos se tornam infectantes. Em condições adversas, esse período de desenvolvimento das larvas no interior do ovo pode ser prolongado, ou mesmo interrompido, fazendo com que os ovos se tornem *inviáveis*. Ovos de *Ascaris* (Figura 2.10) são considerados os mais resistentes entre todos os patógenos excretados, sendo que os ovos viáveis podem assim permanecer por meses e até mesmo anos, porém são muito sensíveis à dessecação. Sua longa sobrevivência no solo é, inclusive, um dos fatores que ajuda a explicar a elevada prevalência de ascaridíase.

A ascaridíase é nitidamente uma doença de transmissão fecal-oral, sendo que os principais modos de transmissão incluem o consumo de alimentos contaminados, principalmente hortaliças, e o contato com solo contaminado (práticas agrícolas e no ambiente peridomiciliar), e, neste caso, as mãos e as unhas contaminadas exercem um importante papel na transmissão.

b) *Trichuris trichiura*

O *Trichuris* e a tricuríase são bastante similares ao *Ascaris* e à ascaridíase em termos de endemicidade, ciclo de vida, modo de transmissão e epidemiologia. Dentre algumas das particularidades, uma fêmea adulta libera de 3 mil a 20 mil ovos/dia e o desenvolvimento dos ovos à forma infectante, no solo e à temperatura de 25°C, ocorre em cerca de 28 dias; à temperatura de 34°C esse período é reduzido para 13 dias. Os ovos de *Trichuris* (Figura 2.10) são menos resistentes que os de *Ascaris*, podendo, entretanto, sobreviver por meses no solo em condições favoráveis.

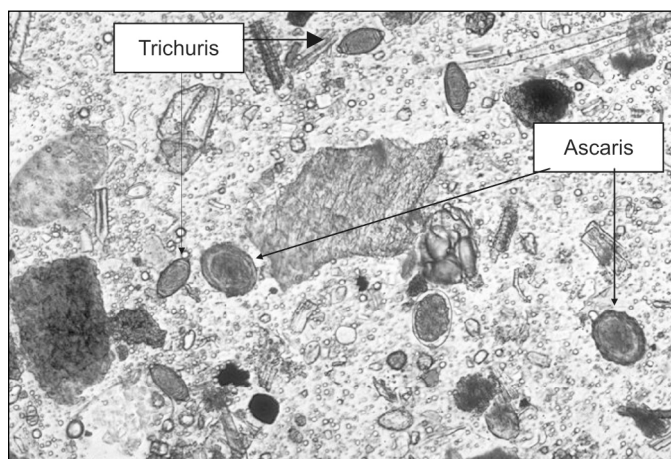



Figura 2.10 Ovos de *Ascaris* e *Trichuris*.

c) *Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus*

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ excreção de ovos ⇒ ambiente (água–solo–alimentos) ⇒ eclosão dos ovos e desenvolvimento ao estádio de larva infectante (8-10 dias) ⇒ moderada sobrevivência no ambiente (solo) (3-6 semanas) e reduzida mobilidade (< 1 metro) ⇒ penetração ativa (pele, conjuntiva e mucosas) ou passiva (via oral) ⇒ desenvolvimento à fase adulta ⇒ (4-8 semanas) ⇒ reprodução sexuada (intestino delgado) ⇒ produção e excreção de ovos.

Ancylostoma duodenale e *Necator americanus* pertencem à família Ancylostomidae, sendo helmintos bastante similares em todos os aspectos, incluindo as respectivas patologias, usualmente referidas como ancilostomatose. A grande diferença no ciclo de vida desses dois nematóides (bem como do *Strongyloides stercoralis*) em relação aos demais é a existência de duas fases bem definidas: uma que ocorre no meio ambiente

e é de vida livre, e outra que ocorre no interior do hospedeiro e é obrigatoriamente de vida parasitária. Os ovos, eliminados para o meio exterior pelas fezes, eclodem no ambiente produzindo estádios de larvas de vida livre que se alimentam de matéria orgânica e microrganismos. A infecção ocorre quando o estádio de larva infectante penetra ativamente, através da pele, da conjuntiva e das mucosas, ou passivamente, por via oral. As fêmeas adultas de *Ancylostoma* liberam mais ovos que as de *Necator*, respectivamente 10^4-2×10^4 e 5×10^3-10^4 ovos /dia, sendo que ambos, uma vez no solo, dependendo de condições mais ou menos favoráveis, eclodem e passam rapidamente ao estádio de larva infectante, ou, em contrapartida, podem morrer ou perder viabilidade também rapidamente. Os ovos e as larvas na forma infectante podem sobreviver no solo por períodos médios de 3-8 semanas. O rápido desenvolvimento à fase infectante é um fator que favorece a transmissão, enquanto a moderada sobrevivência age contrariamente.

A rápida eclosão dos ovos também é fator desfavorável, ao se registrar que isso pode ocorrer em estações de tratamento de esgotos e, portanto, facilitar a saída de larvas com o efluente. A sobrevivência das larvas em água e esgotos varia de poucos dias a poucas semanas.

A ancilostomatose é tipicamente uma doença transmitida via penetração cutânea e bastante associada à contaminação do ambiente peridomiciliar, embora a ingestão via consumo de hortaliças também seja um importante modo de transmissão.

d) *Strongyloides stercoralis*

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ excreção de larvas ⇒ ambiente (água–solo) ⇒ desenvolvimento ao estádio de larva infectante (2-3 dias) ⇒ sobrevivência reduzida no solo (< 4 semanas) ⇒ penetração ativa (pele ou mucosa do trato gastrointestinal) ⇒ desenvolvimento à fase adulta ⇒ (17-28 dias) ⇒ reprodução assexuada – partenogênese (intestino delgado) ⇒ produção de ovos ⇒ eclosão dos ovos ⇒ excreção de larvas.

Embora o *Strongyloides* e a *estrongiloidose* se assemelhem muito à família Ancylostomidae e à ancilostomatose, algumas especificidades são destacáveis. Uma delas é a maior patogenicidade, particularmente em indivíduos subnutridos ou imunodeprimidos. Outra é a elevada taxa de auto-infecção, decorrente do desenvolvimento ao estádio de larva infectante no próprio organismos do hospedeiro; além disso, ao contrário da ancilostomatose, a forma excretada é a larva e não o ovo. O desenvolvimento no solo à fase infectante é bastante rápido, porém, em contrapartida, sua sobrevivência é limitada. Por outro lado, a existência de um ciclo

indireto sexuado ou de vida livre, no meio ambiente, pode prolongar os períodos de contaminação do solo. A relativa fragilidade das larvas faz crer que as mesmas não sobrevivam à maioria dos processos de tratamento de esgotos.

e) *Enterobius vermicularis*

Por vários motivos o *Enterorobius* e a enterobiose constituem um caso particular dentre as helmintoses causadas por nematóides. Em primeiro lugar, por não serem necessários estágios de desenvolvimento do agente no solo e pela auto-infecção externa ser elevada. A auto-infecção é decorrente da migração, geralmente noturna, da fêmea adulta até a mucosa perianal, onde deposita os ovos e de onde são transportados à boca pelas mãos, sendo esse mecanismo o principal responsável pela cronicidade dessa verminose.

Dessa forma, a enterobiose apresenta menor associação com os esgotos sanitários, embora não de todo negligenciável. Alguns ovos podem vir a ser excretados, sobrevivendo por até três semanas no meio ambiente; presumivelmente, são removidos por sedimentação em proporções similares às dos ovos de *Ascaris*.

Embora a enterobiose seja comum, principalmente em crianças em idade escolar, sua importância como problema de saúde pública é relativamente menor.

Platelmintos intestinais humanos

Os membros do filo Platyhelminthes são achatados dorso-ventralmente, podem possuir ou não tubo digestivo, sem ânus. Os trematóides geralmente apresentam forma de folha e possuem uma ventosa oral que fixa o organismo em um tecido de onde sugam fluidos do hospedeiro, por exemplo *Paragominus* – pulmão e *Schistosoma* – sistema circulatório. Os cestóides são parasitas intestinais e também possuem ventosas ou ganchos para fixarem-se na mucosa intestinal. A maioria dos platelmintos parasitas dos seres humanos apresenta estádio de desenvolvimento larval fora do organismo humano e necessita de hospedeiro intermediário, por exemplo, *Paragominus*, peixes; *Schistosoma mansoni*, caramujo; e *Taenia*, bovinos e suínos.

a) Cestóides

Hymenolepis nana

Uma das características dessa helmintose é a existência de dois tipos de ciclo: um em que prescinde de hospedeiro intermediário e outro em que usa hospedeiros intermediários, representados por insetos (pulgas e coleópteros). No primeiro caso, os ovos eliminados, imediatamente infectantes, são ingeridos por pessoas (normalmente crianças) e eclodem no intestino delgado, produzindo uma larva cisticercóide que, posteriormente, se desenvolve para o verme adulto. Este possui

vida curta, pois cerca de 14 dias depois morre e é eliminado. No ciclo que envolve hospedeiros intermediários, os ovos existentes no meio ambiente são ingeridos pelas larvas de alguns insetos e no intestino desses hospedeiros se transformam em larva cisticercóide. A infecção humana ocorre pela ingestão acidental de insetos contendo larvas que, ao chegarem ao intestino delgado, se desenvolvem a vermes adultos. Não obstante, ovos de *Hymenolepis* são freqüentemente encontrados em esgotos sanitários, já que cada proglote madura contém cerca de 80-220 ovos. A imediata infectividade dos ovos e a baixa dose infectante (1 ovo) favorecem a transmissão e a infecção, porém os ovos são particularmente sensíveis a temperaturas mais elevadas e à dessecação, apresentando reduzida sobrevivência no meio ambiente. O ciclo com a participação de hospedeiros intermediários aparentemente contribuiu para a disseminação do *Hymenolepis nana* no meio ambiente.

Ciclo biológico

Hospedeiro humano ⇒ excreção de ovos imediatamente infectantes ⇒ ambiente (água–solo) ⇒ sobrevivência reduzida (< 10 dias) ⇒ ingestão de ovos (mãos, alimentos e água) ⇒ eclosão dos ovos no organismo do hospedeiro ⇒ desenvolvimento do estádio de larva ao verme (10-12 dias) ⇒ reprodução hermafrodita – desenvolvimento de proglotes (bolsas de ovos fertilizados), produção e liberação de ovos (intestino delgado) (30 dias) ⇒ excreção de ovos.

Taenia saginata e *Taenia solium*

Ciclo biológico

Hospedeiro humano (definitivo) ⇒ excreção de proglotes (bolsas de ovos fertilizados) ⇒ liberação de ovos no ambiente (água–solo), imediatamente infectantes ao hospedeiro intermediário ⇒ sobrevivência prolongada no solo (2-6 meses) ⇒ ingestão de ovos pelo hospedeiro intermediário (*T. solium*, suínos; *T. saginata*, bovinos) ⇒ eclosão dos ovos no organismo do hospedeiro intermediário ⇒ desenvolvimento ao estádio de larva infectante – cisticerco (músculo) (60-75 dias) ⇒ ingestão de cisticerco pelo hospedeiro definitivo humano (consumo de carne) ou ingestão de ovos de *T. solium* (mãos, água e alimentos contaminados) ⇒ desenvolvimento à fase adulta (5-12 semanas) ⇒ reprodução hermafrodita – desenvolvimento de proglotes, produção de ovos ⇒ excreção de proglotes.

Teníase é o nome dado à infecção intestinal humana causada pela forma adulta da *Taenia*, que se desenvolve no próprio organismo humano a partir do consumo de carne contaminada com o cisticerco (estádio de larva). Cisticercose humana refere-se à infecção provocada pelo próprio cisticerco, restrito, nesse caso, ao cisticerco da *T. solium* (*Cysticercus cellulosae*), que pode afetar diversos tecidos, como o cérebro e o coração.

A liberação de ovos de *Taenia* no ambiente pode ser intensa, uma vez que cada organismo pode desenvolver 800-2.000 proglotes e cada uma destas conter 10^4-10^5 ovos. No solo, as proglotes rompem-se rapidamente, liberando ovos prontamente infectantes, o que, somado à prolongada sobrevivência nesse ambiente, favorece a transmissão aos hospedeiros intermediários. Na água e no esgoto os ovos podem permanecer retidos na proglote, o que pode dificultar sua detecção, porém os ovos livres sobrevivem por mais tempo que no interior das proglotes, podendo perdurar na forma infectante para os hospedeiros intermediários por cerca de 20 dias.

A ingestão humana de um único cisticerco pode dar lugar ao desenvolvimento de uma *Taenia* adulta. Para os hospedeiros intermediários (bovinos e suínos) pode haver certa dose infectante de ovos, dependente do grau de imunidade dos animais e de difícil precisão.

A cadeia de transmissão inclui, notadamente, o problema da irrigação de pastagens com esgotos e águas contaminadas, além da carência de boas práticas na produção, no abate e na comercialização de bovinos e suínos. No entanto, a transmissão de cisticercose humana também pode ocorrer via água e alimentos contaminados (heteroinfecção), mãos contaminadas (auto-infecção externa) e ingestão de proglotes existentes no próprio trato gastrointestinal durante vômitos ou movimentos retroperistálticos do intestino (auto-infecção interna).

b) Trematóides

Schistosoma mansoni

Ciclo biológico

Hospedeiro humano (definitivo) ⇒ excreção de ovos ⇒ liberação de ovos no ambiente (água) ⇒ eclosão imediata dos ovos e liberação do miracídio (estádio de larva) ⇒ penetração do miracídio no hospedeiro intermediário (caramujo – *Biomphalaria*) ⇒ desenvolvimento larval no interior do caramujo e liberação da forma infectante aos humanos – cercária (27 a 30 dias) ⇒ penetração cutânea no hospedeiro humano ⇒ desenvolvimento à fase adulta (2 meses) ⇒ reprodução sexuada (intestino) ⇒ excreção de ovos.

Para que o ciclo de transmissão se complete entre dois hospedeiros humanos, é necessária uma série de fatores intervenientes, dado, principalmente, aos curtos períodos exigidos para os estádios de larva encontrarem os hospedeiros intermediários (6 a 8 horas) e definitivos (36 a 48 horas). Não obstante, a esquistossomose, ou popularmente xistose, é uma das principais doenças parasitárias humanas, sendo endêmica em várias regiões no Brasil. O ciclo de transmissão envolve fundamentalmente o contato primário com águas contaminadas, incluindo recreação, pesca, práticas agrícolas, atividades

domésticas, etc. Inicialmente entendida como uma doença típica do meio rural, atualmente são freqüentes os relatos de propagação urbana.

O fato de os ovos eclodirem rapidamente em ambientes aerados, inclusive em estações de tratamento de esgotos, é favorável, pois as larvas são bem menos resistentes que os ovos e têm de encontrar o caramujo em poucas horas. Em lagoas de estabilização, os ovos podem ser removidos por sedimentação, mas são óbvios os cuidados de controle dos moluscos. Ambientes anaeróbios inibem a eclosão dos ovos e limitam sua viabilidade. Diferentemente da maioria dos ovos de helmintos, a cloração é efetiva na inativação de ovos e helmintos; a filtração em areia remove efetivamente ovos, mas não o miracídio.

Paragonimus

A paragonimíase é amplamente distribuída na América Latina, sendo que no Brasil sua ocorrência é aparentemente restrita ao Mato Grosso. A necessidade de dois hospedeiros intermediários para que o ciclo de transmissão se complete e a estreita relação da infecção com hábitos alimentares das populações (ingestão de crustáceos crus ou de alimentos contaminados por manipulação dos crustáceos infectados) são fatores que explicam a distribuição dessa doença.

Apesar de ovos poderem ser eliminados pelas fezes, o tratamento dos esgotos sanitários não é considerado estratégia de controle relevante para essa enfermidade, por haver vários reservatórios animais desse trematóide (carnívoros silvestres e domésticos). Uma exceção caberia, entretanto, no caso de piscicultura com esgotos sanitários.

Ciclo biológico

Hospedeiro humano (definitivo) ⇒ excreção de ovos ⇒ liberação de ovos no ambiente (água) ⇒ eclosão dos ovos e liberação do miracídio (21 dias) ⇒ penetração do miracídio no hospedeiro intermediário (caramujo de água doce) ⇒ desenvolvimento larval no interior do caramujo e liberação da forma infectante ao segundo hospedeiro intermediário – cercária (3-5 meses) ⇒ penetração no segundo hospedeiro intermediário (caranguejo ou camarão de água doce) ⇒ desenvolvimento da forma infectante (metacercárias) para o hospedeiro definitivo (seres humanos) ⇒ ingestão de caranguejos ou camarões crus com as formas infectantes ⇒ reprodução sexuada (pulmão) ⇒ excreção de ovos (secreções pulmonares, fezes).

Resumo das características ambientais e epidemiológicas dos organismos patogênicos associados aos esgotos sanitários

Agrupar os agentes etiológicos, destacando suas principais características ambientais e epidemiológicas, facilita a identificação das principais medidas de prevenção ou controle das infecções correspondentes (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 Principais características ambientais e epidemiológicas dos agentes etiológicos e das doenças relacionadas a excretas e esgotos sanitários.

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobreviv. no solo/ água (3) (**)	Latência/ estágio desenvolv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
BACTÉRIAS	Elevada		Irrelevante/ média	Reduzida/ moderada	Não		(+++)	(–)	
Campylobacter jejuni		Elevada		(–) (–)		Sim (zoonose)			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Alimentos de origem animal.
Escherichia coli		Moderada/ elevada		(+ +)		Sim			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Salmonella typhi		Elevada		(+)		Não			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobrev. no solo/ água (3) (**)	Latência/ estágio desenvolv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
Outras salmonelas		Elevada		(+ +)		Sim (zoonose)			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos. Alimentos de origem animal.
Shigella spp.		Moderada		(–)		Não			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Vibrio cholerae		Elevada		(–)		Não			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Yersinia enterocolitica		Elevada		(+)		Sim (zoonose)			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Alimentos de origem animal.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	**Carga excretada (1)**	**Dose infectante (2)**	**Imunidade conferida pela infecção**	**Sobrev. no solo/ água (3) (**)**	**Latência/ estágio desenvolv. no solo e na água**	**Reservatório animal/ hospedeiro intermediário**	**Inativação por desinfecção (4)**	**Remoção, filtração, sedim. (5)**	**Principais modos de transmissão**
VÍRUS	Elevada	Reduzida	Prolongada	Moderada	Não		(++)		
Adenovírus				(?)		Não		(-)	Fecal-oral Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Enterovírus				(+) (?)		Não			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos. Oro-nasal: contato pessoal.
Vírus da hepatite A (VHA)				(?)		Não			Fecal-oral: Veículos: alimentos, principalmente frutos do mar e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobreviv. no solo/ água (3) (**)	Latência/ estágio desenv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
Vírus da hepatite E (VHE)				(?)		Não (?)	(?)		Fecal-oral: Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos.
Vírus Norwalk				(?)		Não	(?)		Fecal-oral: Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Vômito-oral: contato pessoal Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Rotavírus				(?)		Não (?)	(?)		Fecal-oral: Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobreviv. no solo/ água (3) (**)	Latência/estágio desenvolv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
PROTOZOÁRIOS			Inexistente/ limitada	Reduzida/ moderada			(–)	(+) (?)	
Entamoeba hystolitica	Elevada	Reduzida/ moderada		(–)	Não	Não			Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Giardia lamblia	Elevada	Reduzida		(+) (?)		Sim (zoonose) (?)	(<)		Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Cryptosporidium parvum	Moderada	Reduzida		(+) (?)		Sim (zoonose)	(<<)		Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobreviv. no solo/ água (3) (**)	Latência/estágio desenv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
HELMINTOS		Reduzida	Inexistente/ limitada				(–) (–)	(++)	
Ascaris lumbricoides	Elevada (+)			Elevada (+++)	Sim (solo)	Não		(>)	Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato com solo contaminado (mãos e unhas).
Trichuris trichiura	Elevada			Elevada (++)	Sim (solo)	Não		(>)	Fecal-oral Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato com solo contaminado (mãos e unhas).
Ancylostoma duodenale	Elevada			Elevada (+)	Sim (solo)	Não		(>)	Penetração cutânea: contato com solo contaminado com esgotos.
Necator americanus	Elevada			Elevada (+)	Sim (solo)	Não		(>)	Penetração cutânea: contato com solo contaminado com esgotos.
*Strongyloides stercoralis**	Moderada			Reduzida	Sim (solo)	Não		(?)	Penetração cutânea: contato com solo contaminado com esgotos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobrev. no solo/ água (3) (**)	Latência/estágio desenv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
Enterobius vermicularis	Reduzida			Reduzida	Não	Não		(>)	Fecal-oral: Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.
Hymenolepis nana	Elevada			Reduzida (–)	Não	Sim			Fecal-oral: Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos. Ingestão acidental do hospedeiro intermediário (insetos).
Taenia	Elevada (++)			Moderada	Não	Sim (zoonose)			Alimentos de origem animal. Fecal-oral: Veículos: alimentos e água contaminados com esgotos. Contato pessoal: mecanismo mão–boca, fômites e alimentos.

Tabela 2.3 *Continuação.*

Agente etiológico	Carga excretada (1)	Dose infectante (2)	Imunidade conferida pela infecção	Sobrev. no solo/ água (3) (**)	Latência/estágio desenv. no solo e na água	Reservatório animal/ hospedeiro intermediário	Inativação por desinfecção (4)	Remoção, filtração, sedim. (5)	Principais modos de transmissão
Schistosoma mansoni	Moderada			Reduzida	Sim (água)	Sim (zoonose)	(+)	(***)	Penetração cutânea, contato com água contaminada com esgotos.

(?) Pouco conhecido.

(1) Bactérias: elevada $\approx 10^8$-10^{10} org/g fezes.
Vírus: elevada $\approx 10^6$ vírions/g fezes. Rotavírus = 10^{12} vírions/ml fezes.
Protozoários: elevada $\approx 10^5$-10^7 cistos/dia; moderada 10^2 oocistos/dia.
Helmintos: elevada (++) $>10^5$ ovos/dia; elevada (+) $\approx 10^5$ ovos/dia; elevada (+) $\approx 10^3$-10^4 ovos/dia; moderada $\approx 10^1$-10^2 ovos/dia; reduzida: ovos de *Enterobius* são mais raramente excretados com as fezes; (*) no caso de *Strongyloides*, o agente é excretado na forma de larva.

(2) Elevada $>10^5$, moderada $\approx 10^2$, reduzida $< 10^2$; no caso dos protozoários, helmintos e a maioria dos vírus, um único agente pode causar infecção. Rotavírus = 10 vírions.

(3) Reduzida $\approx$ duas semanas; moderada: duas semanas-um mês, elevada > um mês; a gradação (–) (+) indica a capacidade menor ou maior de sobrevivência na faixa considerada.
Bactérias $\approx$ duas semanas (mais usual), algumas espécies podem se multiplicar em água e águas residuárias, particularmente *E. coli* e *Salmonella* spp.
Vírus $\geq$ bactérias; conhecimento ainda escasso; em águas residuárias a sobrevivência pode ser prolongada pela adsorção a partículas em suspensão.
Helmintos: à exceção do *Enterobius*, em condições favoráveis, a sobrevivência dos nematóides no solo, particularmente *Ascaris*, pode ser prolongada de vários meses até alguns anos.
(**) A sobrevivência na superfície de plantas irrigadas é inferior a em solo e água.

(4) A gradação (+) (–) indica maior ou menor eficiência de desinfecção natural (lagoas de estabilização) ou por aplicação de agente desinfetante; a gradação (<) indica maior resistência no mesmo grupo de organismos; sistemas de tratamento bem projetados e operados podem alcançar inativação efetiva de bactérias e vírus; cistos de protozoários são bem mais resistentes e ovos de helmintos praticamente imunes, à exceção de ovos de *Schistossoma*.

(5) A gradação (+) (–) indica maior ou menor eficiência de remoção; a gradação (>) para os nematóides refere-se ao entendimento de que esses organismos apresentam maior velocidade de sedimentação que os demais helmintos e protozoários, sendo usualmente utilizados como indicadores da remoção de todos os organismos sedimentáveis, particularmente em lagoas de estabilização. O símbolo (+) (?) para os protozoários indica que são efetivamente removidos por filtração, porém persistem dúvidas sobre sua remoção, em relação aos nematóides, por sedimentação; (?) observação similar aplica-se ao *Strongyloides*, uma vez que o agente é excretado na forma de larva; (***) ovos de *Schistosoma* são efetivamente removidos por filtração, mas não o miracídio.

No esquema da Figura 2.11 representam-se alguns dos fatores que intervêm na veiculação dos organismos patogênicos ao longo do ciclo de excreção – meio ambiente – contato com novo hospedeiro e, assim, o risco potencial de transmissão de doenças.

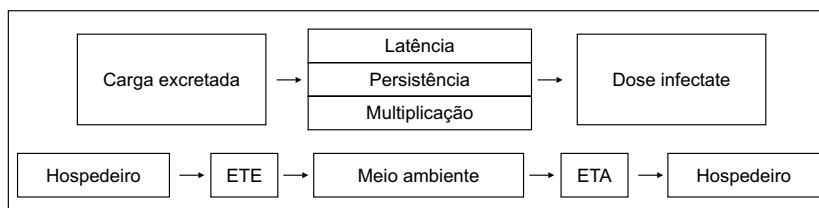



Figura 2.11 Variáveis determinantes na transmissão de doenças relacionadas a excretas e esgotos sanitários (adaptado de Feachem *et al.*, 1983).

Genericamente, dentre os fatores que favorecem a transmissão, incluem-se: 1. alta carga excretada; 2. baixa dose infectante; 3. não desenvolvimento de imunidade; 4. sobrevivência prolongada no meio ambiente; 5. inexistência de período de latência no meio ambiente; 6. existência de reservatório animal; 7. inexistência de hospedeiros intermediários; 8. resistência aos processos de tratamento de água e esgotos; e 9. múltiplos modos de transmissão.

Como postulado geral, pode-se afirmar que os organismos patogênicos não se reproduzem fora do organismo do hospedeiro, com exceção de algumas bactérias, temporariamente, e em condições extremamente favoráveis. A sobrevivência no solo varia desde uma (protozoários) a duas semanas (bactérias e vírus), até meses (ovos de helmintos). A sobrevivência em superfícies vegetais é algo inferior. Em geral, pode-se dizer que temperaturas mais elevadas, períodos de insolação mais prolongados, solos com boa capacidade de drenagem (arenosos), baixos teores de umidade e superfícies lisas das culturas irrigadas são fatores que concorrem para a redução da sobrevivência.

Os cistos de protozoários, bactérias e vírus excretados apresentam-se em forma imediatamente infectante a um novo hospedeiro humano, enquanto a maioria dos helmintos apresenta um período de latência, principalmente no solo. As doses infectantes de protozoários, vírus e helmintos são em geral baixas (1-10 organismos); as de bactérias são bem mais elevadas ($> 10^3$ organismos).

As bactérias, seguidas dos vírus, são os organismos patogênicos mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos e, portanto, são de inativação relativamente fácil em estações de tratamento de água e esgotos. Os cistos de protozoários, especialmente os ovos de helmintos, são bem mais resistentes; por outro lado,

apresentam tamanho e densidades que favorecem a potencial remoção por sedimentação e filtração, com destaque para os helmintos.

Potencialmente, todas as doenças apresentam modos múltiplos de transmissão, incluindo o consumo de alimentos contaminados, o contato primário com corpos receptores (recreação, pesca, atividades domésticas, etc.), o consumo de água, o contato com solo contaminado (práticas agrícolas e no ambiente peridomiciliar) e a transmissão entre pessoas (mecanismo mão–boca, fômites e alimentos). Entretanto, algumas especificidades poderiam ser destacadas. Por exemplo, a importância epidemiológica de modos concorrentes de transmissão (outros modos de transmissão não estreitamente associados aos esgotos sanitários) de doenças virais (transmissão direta – contágio pessoal) e de salmoneloses (consumo de produtos de origem animal). Ou, ainda, o papel fundamental do solo como veículo de transmissão das geo-helmintoses (nematóides), identificadas, junto com as doenças bacterianas, como os principais problemas associados à irrigação com esgotos sanitários. Também são cada vez mais nítidas as evidências de transmissão de giardíase e criptosporidiose via abastecimento de água (inclusive tratada) para consumo humano, haja vista a relativa facilidade de trespasse dos cistos e oocistos em unidades de filtração mal operadas e sua reconhecida resistência à cloração. Por outro lado, a associação entre transmissão de helmintoses e abastecimento de água para consumo humano é bem menos provável.

Assim, é de se esperar que um simples programa de instalação de fossas sépticas, ou medida correspondente de destinação adequada de dejetos, seja bastante eficaz no controle de helmintoses como ascaridíase ou ancilostomatose, dado que os principais veículos de transmissão são solos ou alimentos contaminados com excretas humanos ou esgotos sanitários. Por outro lado, medidas de saneamento básico são, sem dúvida, eficazes no controle de hepatite e salmoneloses, porém não suficientes, por causa de mecanismos concorrentes de transmissão. Um raciocínio análogo seria aplicável ao caso da giardíase e da criptosporidiose, em relação às quais medidas como o tratamento e a disposição final de dejetos de atividades agropecuárias, bem como a proteção de mananciais, assumem papel fundamental.

Organismos indicadores

Dadas as dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos em amostras ambientais, desde os primórdios da Microbiologia Sanitária sugere-se que a indicação de contaminação seja determinada, prioritária e rotineiramente, por indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente. Nesse contexto, a interpretação básica do emprego de organismos indicadores é que sua presença atesta poluição de origem fecal e, portanto, risco de contaminação, ou seja, presença de patógenos. Entende-se, ainda, que a densidade de indicadores indica o grau de poluição/contaminação.

Para tanto, alguns requisitos, ou atributos dos *organismos indicadores de contaminação* devem ser observados (Cabelli, 1978):

- serem de origem exclusivamente fecal;
- apresentarem maior resistência que os patogênicos aos efeitos adversos do meio ambiente;
- apresentarem-se em maior número que os patogênicos;
- não se reproduzirem no meio ambiente;
- serem de fácil identificação.

De fato, não há um único organismo que satisfaça, simultaneamente, todas essas condições. Assim, na ausência de um indicador ideal, deve-se trabalhar com o indicador mais adequado, que seria aquele com a melhor associação com os riscos de saúde relacionados à contaminação de determinado ambiente.

Na avaliação da eficiência de processos de tratamento na remoção de patógenos, o emprego de organismos indicadores deve partir do seguinte entendimento:

- a ausência do organismo indicador no efluente indicaria ausência de patógenos, pela destruição e/ou remoção de ambos por processos de tratamento;
- sua presença no efluente seria em densidades às quais corresponderia a ausência de patógenos.

Nesse sentido, para que um organismo cumpra o papel de *indicador da eficiência do tratamento*, é necessário que:

- o indicador seja mais resistente aos processos de tratamento que os patógenos;
- o mecanismo de remoção de ambos seja similar;
- o indicador esteja presente no afluente em densidades superiores às dos patógenos e as taxas de remoção/decaimento de ambos sejam similares;
- a taxa de remoção/decaimento dos patógenos seja superior à do indicador.

No caso do tratamento de esgotos sanitários, diante da diversidade de alternativas tecnológicas e a grande variabilidade em termos de eficiência de remoção, também não há um único organismo que responda pela indicação da remoção do amplo espectro de patógenos possíveis de estarem presentes.

Principais organismos indicadores

a) Bactérias do grupo coliforme

No desenvolvimento do conceito de organismos indicadores de contaminação por muito tempo prevaleceu o emprego da *E. coli*, isolada e inicialmente denominada *Bacterium coli*, por Theodor Escherichi, em 1855. Entretanto, a busca por agilidade

e simplicidade deu lugar à utilização disseminada dos coliformes e, mais tarde, dos coliformes fecais, determinados pelo teste da termotolerância, introduzidos por Eijkman em 1904 (Hofstra & Huisint't Veld, 1988).

As bactérias do grupo coliforme são definidas como:

- *Coliformes totais* (bactérias do grupo coliforme) – bacilos Gram negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase negativos, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, os quais fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a 35,0 ± 0,5°C, em 24-48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima ß-galactosidase.
- *Coliformes termotolerantes* – subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a 44,5 ± 0,2°C em 24 horas.
- *Escherichia coli* – bactéria da família *Enterobacteriaceae* e do grupo coliforme, que fermenta a lactose e o manitol, com produção de ácido e gás a 44,5 ± 0,2°C em 24 horas, produz indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidroliza a uréia e apresenta atividade das enzimas ß-galactosidase e ß-glucoronidase.

Deve-se observar que as definições de coliformes e coliformes termotolerantes se revestem de significado apenas prático-laboratorial, não guardando qualquer valor taxonômico; surgiram de subseqüentes tentativas de diferenciar *Bacterium coli* (*E. coli*) de outras bactérias da família *Enterobacteraceae* (Jones, 1988) e, dentre estas, aquelas mais nitidamente associadas à contaminação de origem fecal (Hofstra & Huisint't Veld, 1988).

Nesse sentido, surgiu a subclassificação do grupo coli-aerogenes, ou coliformes, e a definição de sua composição pelos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella* e *Citrobacter* (1956), posteriormente complementada pela inclusão do gênero *Enterobacter* (Hofstra & Huisint't Veld, 1988). Entretanto, a classificação mais recente revela que o grupo é mais heterogêneo. Compreende, por exemplo, espécies como *Enterobacter cloacae* e *Citrobacter freundii*, encontradas tanto em fezes quanto em águas ricas em nutrientes, solos e matéria orgânica em decomposição; ou, ainda, espécies como *Serratia fonticola*, *Rahnella aquatilis* e *Buttiauxella agrestis*, raramente encontradas em fezes, porém capazes de se multiplicar em água tratadas de qualidade razoável (OMS, 1995).

De forma análoga, o grupo dos coliformes fecais inclui diversas espécies de vida livre dos gêneros *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*. Para evitar uma falsa indução sobre sua exclusividade fecal, a tendência atual é se referir ao grupo como *coliformes termotolerantes* (Cerqueira & Sá Horte, 1999; OMS, 1995). Apesar disso, e com base no fato de que dentre os cerca de 10^6-10^8 coliformes fecais/100 ml usualmente presentes nos esgotos sanitários predomina a *Escherichia coli* (esta sim uma bactéria

de origem exclusivamente fecal, humana e animal), esses organismos ainda têm sido largamente utilizados como indicadores de contaminação.

b) Estreptococos fecais

Complementarmente, tem-se recorrido aos estreptococos fecais como bactérias indicadoras de contaminação. O termo estreptococos fecais é bastante vago e refere-se a um grupo de bactérias que, a exemplo dos coliformes fecais, inclui diversas espécies de vida livre. Por isso, alguns autores preferem referir-se ao grupo como estreptococos do grupo D de Lancefield, antígeno comum às bactérias do grupo que, em sua classificação mais recente, inclui dois subgrupos. Primeiro, o dos enterococos (pertencentes ao gênero *Enterococcus*), que inclui as espécies mais estreitamente associadas aos dejetos humanos: *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii*, *E. solitarius*. Entretanto, essas espécies também podem ser isoladas em fezes de animais, enquanto algumas espécies e subespécies são de vida livre, como *E. casseliflavus*, *E. faecalis* var. *liquefaciens* e *E. malodoratus*. Um segundo grupo que retém a denominação genérica de estreptococos fecais (pertencentes ao gênero *Streptococcus*) inclui as espécies *Streptococcus bovis* e *Streptococcus equinus*, associadas a dejetos animais (Knudtson & Hartman, 1992).

Em geral, os estreptococos são mais resistentes que os coliformes.

c) Outras bactérias indicadoras

Potencialmente, todos os habitantes da flora intestinal humana e animal teriam o papel de indicadores de contaminação. Nesse sentido, várias bactérias vêm sendo testadas, como: clostrídios sulfito-redutores, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa,* Bifidobactérias, Bacteróides, etc. Entretanto, seja porque suas características ambientais são menos conhecidas, porque possam se adaptar ao meio ambiente, por serem excretados em densidades relativamente reduzidas ou pelas técnicas de isolamento não serem ágeis e práticas, ainda não se encontraram substitutos à altura dos indicadores clássicos, especialmente dos coliformes.

Emprego dos organismos indicadores

Como destacado, em termos de expressão de riscos à saúde, sempre há um ou mais indicadores mais adequados a cada situação específica. Em relação ao tratamento e destino final dos esgotos sanitários, podemos avaliar as seguintes situações: 1. eficiência do tratamento na remoção/inativação de organismos patogênicos; 2. lançamento de efluentes em corpos d'água, e 3. utilização de efluentes em irrigação e piscicultura.

Com o devido cuidado em toda generalização, as seguintes afirmativas têm validade:

- Bactéria e vírus são, preponderantemente, *inativados* pela ação de desinfetantes físicos ou químicos: radiação UV (luz solar ou artificial), ozônio, cloro e dióxido de cloro.
- Resistência aos desinfetantes: bactérias patogênicas < bactérias indicadoras < vírus < cistos de protozoários < ovos de helmintos.
- Cistos de protozoários e ovos de helmintos são, preponderantemente, *removidos* por processos físicos: sedimentação, precipitação química e filtração.
- Eficiência (facilidade) de remoção: ovos de helmintos > cistos de protozoários.

Aceitando tais "postulados" e os requisitos de atributos dos indicadores mencionados na introdução desta seção, conclui-se que, rigorosamente, os coliformes, bem como os estreptococos, só se prestam como indicadores da *inativação* de bactérias patogênicas. Portanto, ao aferir a qualidade bacteriológica do efluente tratado, a ausência dos coliformes totais já seria um indicador adequado e suficiente da eficiência do tratamento, uma vez que apresentam taxa de decaimento (inativação) similar ou inferior à dos coliformes termotolerantes e da *E. coli*.

Além disso, os coliformes apresentam-se usualmente em maiores densidades no esgoto bruto e, via de regra, a taxa de decaimento das bactérias patogênicas é superior, ou no mínimo similar, à dos coliformes. Conclui-se que a redução dos coliformes a uma certa densidade residual no efluente, e não necessariamente sua ausência no efluente, pode corresponder à ausência de bactérias patogênicas. Dependendo da densidade no esgoto bruto e do processo de tratamento empregado, esse raciocínio também pode valer para a indicação da inativação de vírus, configurando uma "exceção" à regra de que coliformes não são bons indicadores da qualidade virológica de efluentes. Esse é um entendimento particularmente aplicável às lagoas de estabilização, com elevados tempos de detenção hidráulica e onde a inativação segue uma cinética mais lenta. Aqui reside a lógica da diretriz de qualidade bacteriológica de efluentes para a irrigação irrestrita da OMS: $\leq 10^3$ coliformes fecais/100 ml.

Entretanto, em temos gerais, isso teria de ser comprovado no emprego de processos de desinfecção. Como os agentes desinfetantes geralmente são potentes, o mais freqüente é alcançar a completa inativação ou destruição dos indicadores e dos vírus. Entretanto, aqui não restaria outra alternativa além da pesquisa dos próprios vírus, ou o recurso a indicadores não biológicos – os parâmetros da desinfecção necessários e suficientes para inativação dos vírus, por exemplo: dose × tempo de contato (CT).

No tocante à avaliação da qualidade parasitológia do efluente, não há indicador biológico ou físico que represente a remoção dos parasitas por sedimentação ou filtração. Nesse caso, também não há como evitar a pesquisa dos próprios protozoários e helmintos no efluente. Entretanto, em lagoas de estabilização, a remoção de ovos de helmintos (nematóides intestinais humanos – *Ascaris, Trichuris, Necator* e *Ancylostoma*), com base em suas características de sedimentação, tem sido aceita como indicadora da

remoção dos demais "organismos sedimentáveis", incluindo cistos e oocistos de protozoários (ex.: *Entamoeba*, *Giardia* e *Cryptosporidium*) (OMS, 1989). Esse é o pressuposto implícito na diretriz de qualidade parasitológica de efluentes da OMS para irrigação: ≤ 1 ovo de helminto/L. Nesse caso, um organismo patogênico assume o papel de indicador da remoção dos demais patógenos cujo mecanismo de remoção seja similar – a sedimentação. Registra-se que isso não pode ser estendido à filtração, já que os ovos de helmintos apresentam dimensões bem maiores do que cistos de protozoários.

Os ovos de helmintos são praticamente imunes à cloração e os cistos de protozoários, bastante resistentes. Outros processos de desinfecção (ex.: dióxido de cloro, radiação ultravioleta) podem apresentar maior eficiência e, nesses casos, a exemplo dos vírus, os únicos indicadores úteis seriam os parâmetros de controle da desinfecção.

Finalmente, a seleção dos indicadores é induzida ou determinada pelo destino final reservado ao efluente. Assim, para atender aos critérios de classe de enquadramento dos corpos receptores, as exigências de qualidade dos efluentes incluirão densidades máximas de coliformes termotolerantes e *E. coli*;[5] se o corpo receptor for utilizado para recreação de contato primário, deve-se estar atento aos enterococos, *E. coli* e coliformes termotolerantes, uma vez que os critérios de balneabilidade encontram-se baseados nesses indicadores (Resolução Conama, nº 274, de 29 de novembro de 2000)[6]; se pretende-se utilizar o efluente para irrigação, tomadas as diretrizes da OMS como referência, o monitoramento deve incluir os coliformes fecais e os ovos de helmintos (nematóides intestinais humanos);[7] no caso da utilização de efluentes na piscicultura, as atenções estariam voltadas para os coliformes fecais e os ovos de helmintos cestóides.[8]

---

5. Atualmente, a legislação brasileira (Resolução Conama, nº 20, de 18 de junho de 1986) não inclui padrão de lançamento; as densidades máximas a serem garantidas no efluente devem ser estimadas com base no padrão a ser mantido no corpo receptor e no fator de diluição efluente: o corpo receptor. Em sua atual versão, os critérios de qualidade da água são baseados em coliformes totais e fecais, porém sua revisão, em pleno curso, caminha no sentido de estabelecer os critérios de classificação com base nos coliformes termotolerantes (fecais) e *E. coli*.

6. A água é considerada satisfatória para balneabilidade quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, mil coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 enterococos por 100 mililitros.

7. As diretrizes sanitárias da OMS para a irrigação com esgotos sanitários tratados incluem: irrigação de cereais, plantas têxteis, forragens, pastagens, árvores: < 1 ovo de helmintos/L; culturas a serem consumidas cruas: < 1 ovo de helmintos/L, ≤ 10^3 CF/100 ml; campos de esporte, parques e jardins: < 1 ovo de helmintos/L, ≤ 10^2 CF/100 ml. Os nematóides intestinais humanos são sugeridos como indicadores da remoção de helmintos e protozoários sedimentáveis. Critérios adotados em diversos países exigem o monitoramento e a comprovação de ausência dos mais diversos patogênicos, incluindo vírus, protozoários e helmintos, além dos coliformes.

8. Diretrizes sanitárias da OMS para a piscicultura: ≤ 10^4 CF/100 ml, ausência de helmintos (cestóides).

Do conteúdo desta seção julga-se importante e didático destacar os seguintes aspectos:

- o indicador mais preciso de *contaminação* da água é, em qualquer situação, a *E. coli*;
- coliformes totais não são indicadores adequados de *contaminação* de corpos receptores;
- o termo coliformes fecais deve ser evitado, empregando-se, preferencialmente, coliformes termotolerantes;
- os coliformes termotolerantes ainda guardam validade como indicadores de contaminação de corpos receptores;
- coliformes não são indicadores plenos da eficiência do tratamento de esgotos e devem ser empregados com critérios e ressalvas;
- rigorosamente, os coliformes são indicadores adequados apenas da qualidade bacteriológica de esgotos tratados;
- na avaliação da qualidade virológica e parasitológica de efluentes *desinfetados*, além dos coliformes, deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção como *indicadores da eficiência de inativação*;
- genericamente, pode-se afirmar que não há indicadores adequados da eficiência da *remoção* de parasitas; portanto, na avaliação da qualidade parasitológica de efluentes tratados, deve-se recorrer à pesquisa dos patogênicos propriamente ditos – protozoários e helmintos.
- a seleção de indicadores da eficiência de remoção/inativação de patogênicos e da qualidade de efluentes é função do processo de tratamento empregado e do destino final do efluente.

Referências bibliográficas

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*: engineering and ecology in pollution control. New York: Marcel Deker, 1981.

AYRES, R. M.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D. A design equation for human intestinal nematode egg removal. *Water Resarch*, v. 26, n. 6, p. 863-865, 1992.

BASTOS, R. K. X.; AURAZO, M. Z.; MOSCOSO, J. C. Evaluación de la remoción de enteroparásitos en las lagunas de San Juan de Miraflores. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2000, Lima, Peru. *Anais*... Lima: AIDIS, 1998.

BASTOS, R. K. X. et al. Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais*... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; HELLER L.; VIEIRA M. B. M.; BRITO L. A. Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água: entre o desejável e o possível In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais*... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

BASTOS, R. K. X.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. M.; BRITO, L. A.; BEVILACQUA, P. D.; NASCIMENTO, L. E. *Giardia* sp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts dynamics in Southeast Brazil: occurrence in surface water and removal in water treatment processes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATERBORNE PATHOGENS, Lisbon. *Proceedings*... Denver: AWWA, 2002.

CABELLI, V. J. Microbiological indicator systems for assessing water quality. *Antonie Von Leewhock*, v. 48, p. 613-617, 1982.

CERQUEIRA, D. A.; SÁ HORTA, M. C. Coliformes fecais não existem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. *Anais*... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CROCKETT, C. S.; HAAS, C. N. Understanding protozoa in your watershed. *Journal of American Water Works Association*, v. 89, n. 9, p. 62-73, 1997.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. *Sanitation and disease*: health aspects of excreta and wastewater management. New York: Johnn Wiley & Sons, 1983. (World Bank Studies in Water Supply and Sanitation, 3).

GERBA, C. P.; ROSE. J. B.; HAAS, C. N.; CRABTREE, K. D. Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, v. 30, n. 12, p. 2929-2940, 1996.

GRIMASON, A. M. et al. Occurrence and removal of Ascaris sp. by kenyan and french waste stabilization ponds systems. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST POND CONFERENCE, 3., João Pessoa. *Proceedings*... IAWQ, 1995.

HELLER, L. et al. *Avaliação de risco à saúde humana associado à ingestão de protozoários e da eficiência de processos de tratamento de águas de abastecimento na remoção de oocistos de Cryptosporidium e cistos de Giardia*. Relatório final de pesquisa, 2002. (Projeto Vigisus 914/BRA/02 VIGISUS/FUNASA/MS).

HOFSTRA, H.; HUISIN'T VELD, J. H. J. Methods for the detection and isolation of *Escherichia coli* including pathogenic strains. In: LUND, B. M.; JONES, D.; STRINGER, M. F. (Eds.). *Enterobacteriaceae in the environment and as pathogens*. London: Blackwell Scientitic Publication, 1988. (Society for Applied Bacteriology Simposium Series, 17).

JONES, D. Composition and properties of the family Enterobacteriaceae. In: LUND, B. M.; JONES, D.; STRINGER, M. F. (Eds.). *Enterobacteriaceae in the environment and as pathogens*. London: Blackwell Scientitic Publication, 1988. (Society for Applied Bacteriology Simposium Series, 17).

KNUDTSON, M. L.; HARTMAN, P. A. Routine procedures for isolation and identification of enterococci and streptococci. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 58, n. 9, p. 3027-3031, 1992.

KRIEG, N. R.; HOLT, N. G. (Eds.). *Bergey's manual of sistematic bacteriology*. Baltimore: William and Wilkins, 1984.

LECLERC, H.; SCHWARTZBROD, L.; DEI-CAS, E. Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, v. 28, n. 4, p. 371-409, 2002.

LUND, B. M.; SUSSMAN, D. J.; STRINGER, M. F. Enterobacteriaceae in the environment and as pathogens. *Journal of Applied Bacteriology*, 65, Supplement, 1988. (Society for Applied Bacteriology Symposium Series, 17).

MARSHALL, M.; NAUMOVITZ, D.; ORTEGA, Y.; STERLING, C. R. Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, v. 10, n. 1, p. 67-85, 1997.

OMS – Organization Mundial de la Salude. *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Ginebra: OMS, 1989. 90 p. (Serie Informes Técnicos, 78).

_______________. *Guías para la calidad del agua potable*. Ginebra: OMS, 1995. 195 p.

QUINN, P. J.; CARTES, M. E.; MARKEY, B. K.; CARTER, G. R. *Clinical veterinary microbiology*. London: Wolfe, 1994.

SLIFKO, T. R.; SMITH, H. V.; ROSE, J. B. Emerging parasites zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, v. 30, p. 1379-1393, 2000.

THOMPSON, A. R. C. Giardiasis as a re-emerging infectious disease and its zoonotic potential. *International Journal for Parasitology*, v. 30, p. 1259-1267, 2000.

TORTORA, G. J. et al. *Microbiologia*. 6. ed. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 2000.

EPA – United States Environmental Protection Agency. *Giardia human health criteria document*. Washington: EPA, 1998. (EPA-823-R-099-002).

_______________. *Drinking water criteria for viruses:* an addendum. Washington, DC: EPA, 1999. (EPA/822/R/98/042) (Final draft).

_______________. *Drinking water criteria for enteroviruses and hepatitis A*: an addendum. Washington: EPA, 1999. (EPA/822/R/98/043) (Final draft).

_______________. Cryptosporidium *human health criteria document*. Washington: EPA, 2001. (EPA-822-K-094-001.)

WAGNER, C. K.; HEWLETT, M. J. *Basic virology*. Oxford: Blackwell Science, 1999.

WHITE, D. O. *Medical virology*. 4. ed.. Academic Press Inc., 1994.

Glossário

- Agente infeccioso – organismo (vírus, bactéria, protozoário ou helminto) capaz de produzir infecção ou doença infecciosa. Sinônimos: agente etiológico, agente biológico, bioagente patogênico.

- Antígeno – substância (proteína, polissacarídeo ou glicolipídeo) capaz de induzir uma resposta imune (produção de anticorpos) específica. Os antígenos, dentre outros aspectos, são utilizados para caracterizar microrganismos.

- Cultivos celulares – consistem em células que crescem em meios de cultivo apropriados; são utilizados como meios de propagação e isolamento de vírus em condições laboratoriais.

- Autotrófico – são os seres vivos capazes de sintetizar seus próprios nutrientes, utilizados em seus processos metabólicos, em outras palavras, utilizam como fonte de carbono para sua nutrição o carbono inorgânico (dióxido de carbono – CO_2). Exemplo: algas e plantas.

- Desenvolvimento cíclico do agente infeccioso – é o mecanismo segundo o qual o agente infeccioso passa por uma série de mudanças, cumprindo os estágios biológicos de seu ciclo vital. Ao término do ciclo, o número de indivíduos produzidos é igual ao número inicial, ou seja, não há multiplicação do agente. O desenvolvimento ocorre, por exemplo, na passagem dos vários estágios biológicos dos helmintos: ovo–larva–verme–adulto, citando os ancilostomídeos e o *Ascaris*. O desenvolvimento do agente infeccioso ou de partes dele pode ocorrer no meio ambiente, no hospedeiro intermediário, no hospedeiro definitivo ou nos vetores.

- Doença infecciosa – doença clinicamente manifesta, de seres humanos ou animais, resultante da associação de múltiplos fatores, incluindo a presença de agente que cause infecção.

- Dose infectante – é a quantidade de agente etiológico necessária para iniciar uma infecção. Varia conforme a virulência do bioagente patogênico e a resistência do hospedeiro.

- Dose infectante 50 (DI_{50}) – é a quantidade de agente etiológico necessária para iniciar uma infecção em metade dos indivíduos da população exposta (50% da amostra).

- Endemia – refere-se à presença constante de uma doença, agravo ou agente infeccioso em determinada área geográfica ou grupo populacional. Na endemia, a ocorrência de casos novos (incidência) é conhecida e esperada, variando dentro de limites considerados normais para a população em questão.

- Endocitose – mecanismo segundo o qual uma célula viva transfere partículas ou líquidos do meio extracelular para o meio intracelular.
- Epidemia – refere-se à ocorrência, em uma população ou região, de casos de doença ou agravo claramente acima da incidência prevista.
- Estádio – é a fase intermediária ou o intervalo entre duas mudas de larva de um artrópode ou helminto. Exemplo: larva de primeiro estádio, larva de terceiro estádio.
- Estágio – é a fase ou forma evolutiva de um organismo durante seu ciclo biológico. Exemplo: estágio de ovo, de larva, de adulto.
- Fômite – são objetos e/ou utensílios que podem estar contaminados, funcionando como veículos. São exemplos de fômites: peças de vestuário, roupas de cama, utensílios de copa e cozinha, instrumentos cirúrgicos e pensos e objetos de uso pessoal.
- Fonte de infecção – é a pessoa, o animal, o objeto ou a substância da qual um agente infeccioso passa diretamente para o hospedeiro.
- Genoma – conjunto de genes de uma célula ou indivíduo.
- Hospedeiro – é o ser humano ou outro animal, incluindo aves e artrópodes, que oferece, em condições naturais, subsistência ou alojamento a um agente infeccioso, permitindo seu desenvolvimento ou multiplicação. Alguns protozoários e helmintos passam fases sucessivas de seu ciclo biológico, alternadamente, em hospedeiros de diferentes espécies, caracterizados como hospedeiros definitivos e intermediários. No contexto epidemiológico, o termo hospedeiro pode indicar uma população ou grupo de indivíduos.
- Heterotróficos – são seres vivos que dependem de outros para obter os nutrientes utilizados em seus processos metabólicos, em outras palavras, necessitam de uma fonte de carbono orgânica para sua nutrição. Exemplo: animais.
- Hospedeiro definitivo ou primário – é aquele em que o parasita atinge a maturidade ou passa sua fase sexuada. No ciclo biológico da *Taenia saginata*, o verme adulto é encontrado no intestino delgado do ser humano, onde se reproduz sexuadamente, produzindo ovos que são eliminados com as fezes. O ser humano é, assim, hospedeiro definitivo desse helminto.
- Hospedeiro intermediário ou secundário – é aquele em que o parasita se encontra em forma larvária ou assexuada. No ciclo biológico da *Taenia saginata*, as formas larvárias (cisticercos) são encontradas em diversos tecidos, como músculo e coração de bovinos, sendo essa espécie animal o hospedeiro intermediário do helminto.

- Hospedeiro resistente – é o ser humano ou animal que, por meio de algum mecanismo, se tornou capaz de impedir o desenvolvimento, em seu organismo, do agente infeccioso. A resistência do hospedeiro pode ser adquirida de forma natural ou artificial. De forma natural, o hospedeiro pode adquirir resistência após a infecção ou a experiência da doença. De forma artificial, a resistência pode ser adquirida por intermédio de imunização (vacina).

- Hospedeiro suscetível – é o ser humano ou animal sujeito a adquirir infecção.

- Incidência – número de casos novos de uma doença ou agravo ocorrido em uma população, definido durante um período específico.

- Infecciosidade – característica relacionada às doenças infecciosas que diz respeito à facilidade com que são transmitidas a novos hospedeiros. As doenças de transmissão oro-nasal, por meio de aerossóis (gotículas produzidas ao se falar, tossir ou espirrar), normalmente são mais infecciosas que aquelas transmitidas por contato sexual ou água de consumo.

- Infecção – penetração e desenvolvimento ou multiplicação de um agente infeccioso no organismo de um ser humano ou animal.

- Infecção inaparente – presença de infecção em um hospedeiro sem o aparecimento de sinais ou sintomas clínicos. As infecções inaparentes só são identificadas por métodos laboratoriais ou exames clínicos específicos. Em termos epidemiológicos, as infecções inaparentes têm elevado significado, pois o indivíduo infectado, mesmo sem a manifestação de sinais ou sintomas clínicos, pode eliminar o agente infecioso, funcionando, assim, como fonte de infecção. Indivíduos infectados por *Giardia lamblia* podem, após ou não a manifestação clínica da doença, desenvolver infecção inaparente, em que eliminam cisto do protozoário pelas fezes mesmo sem a manifestação de sinais ou sintomas clínicos de giardíase. Sinônimos: infecção assintomática ou subclínica.

- Infectividade – característica do agente infeccioso relacionada à capacidade de penetrar e desenvolver-se ou multiplicar-se no organismo de um ser humano ou animal, ocasionando infecção. A infectividade é medida pela relação entre o número de indivíduos infectados e o número de indivíduos expostos.

- Latência – período, passado no meio ambiente, que alguns agentes infecciosos necessitam para amadurecer e se tornar infectantes, seja para um hospedeiro definitivo, seja para um intermediário. Ovos de *Ascaris lumbricoides* requerem um tempo médio de três semanas após eliminação com as fezes para se tornarem maduros e, portanto, infectantes para os seres humanos (hospedeiro definitivo). Os ovos de *Schistossoma mansoni* eliminados devem ter contato com a água para que se dê a eclosão, com a competente liberação dos miracídios infectantes para o

molusco (hospedeiro intermediário). A definição anteriormente designada como latência recebe, em epidemiologia, a denominação de maturação.

- Letalidade – refere-se ao maior ou menor poder que uma doença ou agravo tem de provocar a morte dos indivíduos doentes.
- Microrganismos – organismos unicelulares, de vida livre ou parasitas, individualmente muito pequenos para serem vistos a olho nu. O termo inclui vírus, bactérias, fungos, protozoários e algas microscópicas.
- Morbidade – termo utilizado indiscriminadamente para se referir à incidência e à prevalência.
- Mortalidade – termo que designa a proporção de uma população que morre em um determinado período. A mortalidade pode se referir, por exemplo, a uma doença ou agravo ou a uma parcela específica da população (faixa etária, sexo, etc.).
- Multiplicação – é o mecanismo segundo o qual o agente infeccioso se multiplica produzindo novos seres. Ao término da multiplicação, o número de indivíduos produzidos é superior ao número inicial. A multiplicação pode ocorrer no meio ambiente, no hospedeiro intermediário, no hospedeiro definitivo ou em vetores. Dependendo do agente infeccioso, a multiplicação pode ocorrer por meio de reprodução sexuada, assexuada ou ambas.
- Organismos eucariotas – seres vivos cujas células se caracterizam por apresentar o material genético (DNA) separado do citoplasma por uma membrana, denominada membrana nuclear. Organismos eucariotas apresentam, assim, núcleo individualizado. Sinônimo: eucariontes.
- Organismos patogênicos – veja agente infeccioso. Sinônimo: patógeno.
- Organismos procariotas – seres vivos cujas células se caracterizam por não apresentar o material genético (DNA) destacado do citoplasma; não apresentam núcleo individualizado. Sinônimo: procariontes.
- Patogenia – mecanismo segundo o qual o agente etiológico produz a doença.
- Parasita (parasitismo) – organismo cuja existência se dá a expensas de um hospedeiro vivo, do qual obtém a fonte de carbono necessária para sua nutrição. Há parasitas obrigatórios e facultativos, os primeiros sobrevivem somente na forma parasitária e os últimos podem ter existência independente.
- Patogenicidade – característica do agente infeccioso relacionada à capacidade de produzir doença. A patogenicidade é medida pela relação entre o número de indivíduos que apresenta manifestações clínicas e o número de infectados.

- Portador – é o indivíduo infectado, a pessoa ou o animal que alberga um agente infeccioso, sem apresentar sinais ou sintomas clínicos da doença e constituindo fonte potencial de infecção. O estado de portador pode ocorrer em um indivíduo durante o curso de uma infecção inaparente (denominado portador são, assintomático ou passivo), ou durante o período de incubação ou a fase de convalescença de infecções que se manifestam clinicamente (denominado portador em incubação e portador convalescente, respectivamente). Em qualquer dos casos, o estado de portador pode ser breve (portador temporário ou transitório) ou prolongado (portador crônico).
- Potencial oncogênico – capacidade que determinado agente infeccioso, substância ou produto químico tem de provocar neoplasias. Sinônimo: potencial carcinogênico.
- Prevalência – número de casos de uma doença ou agravo existentes em determinado momento em uma população, dando uma idéia estática da ocorrência do fenômeno.
- Proglote – são os anéis que formam o corpo dos cestodas. As proglotes são divididas em jovens, maduras e grávidas. Cada proglote tem sua individualidade alimentar e reprodutiva, podendo-se dizer, então, que o corpo de uma tênia é formado pela justaposição de vários indivíduos (proglotes).
- Protozooses – doenças cujos agentes etiológicos são protozoários.
- Quimio-heterotróficos – são os seres vivos que utilizam como fonte de energia os elétrons, a partir de átomos de hidrogênio de compostos orgânicos, e, como fonte de carbono, moléculas orgânicas. De forma geral, a fonte de energia e a fonte de carbono são o mesmo composto orgânico – a glicose. Exemplo: animais, protozoários e bactérias.
- Reservatório – é o ser humano ou animal, artrópode, planta, solo ou matéria inanimada (ou uma combinação destes) em que um agente infeccioso normalmente vive e se multiplica em condições de dependência primordial para sobrevivência e no qual se reproduz de modo a poder ser transmitido a um hospedeiro suscetível.
- Saprófitas – são seres vivos que obtêm a fonte de carbono para sua nutrição a partir de matéria orgânica morta, se contrapõem, assim, aos parasitas.
- Sorotipo – são os diferentes tipos de uma mesma espécie de microrganismo, caracterizados segundo a identificação de seus antígenos.
- Surto – epidemia limitada ao aumento localizado da incidência de uma doença ou agravo. Em um surto, os fatores população acometida, tempo de duração e espaço geográfico de abrangência são bem delimitados.
- Veículos – são objetos ou materiais contaminados que servem de meio mecânico, auxiliando um agente infeccioso a ser transportado e introduzido em um hospedeiro

suscetível. O veículo pode funcionar como transportador e introdutor do agente infecioso no hospedeiro suscetível, a exemplo da água de consumo e dos alimentos contaminados; ou, então, como veículo suporte, em que funciona como meio físico facilitador do contato entre o agente infeccioso e o hospedeiro suscetível. Nesse segundo caso, cita-se o exemplo do *Schistossoma mansoni*, em que a água possibilita o contato entre as cercárias saídas do molusco (hospedeiro intermediário) e o ser humano (hospedeiro suscetível/definitivo).

- Vetores – são seres vivos que transportam o agente desde o reservatório até o hospedeiro. O agente infeccioso pode ou não se multiplicar ou se desenvolver no interior do vetor.

- Vetores mecânicos – agem apenas como transportadores de agentes infecciosos; são insetos que caminham ou voam e que carreiam o agente por meio de suas patas, probóscida ou asas contaminadas, ou pela passagem do microrganismo através do trato gastrointestinal. Neles, os parasitas não se multiplicam nem sofrem qualquer desenvolvimento em seu interior. Moscas e baratas funcionam como vetores mecânicos de vários agentes infecciosos eliminados pelas fezes, como, por exemplo, vírus entéricos, *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Entamoeba*, *Giardia*, *Ascaris*, dentre outros.

- Vetores biológicos – são os vetores que, além de funcionarem como veiculador do agente infeccioso, também desempenham a função de abrigo biológico, no qual o agente se multiplica, aumentando, assim, sua dose infectante; ou cumpre parte necessária de seu ciclo biológico, produzindo, então, as formas infectantes. Na transmissão da dengue, o vetor *Aedes aegypti* desempenha papel de vetor biológico, pois o agente infeccioso (flavivírus) se multiplica no interior do mosquito, aumentando sua dose infectante.

- Viabilidade – característica do agente infeccioso relacionada à capacidade de manter-se viável em condições adversas. A viabilidade está associada ao estágio do agente infeccioso no meio ambiente.

- Viremia – fase da patogenia das doenças virais caracterizada pela presença de partículas virais na corrente sangüínea do hospedeiro.

- Virulência – característica do agente infeccioso, relacionada à capacidade de produzir casos de doenças graves ou letais. Tem relação estreita com a patogenicidade e, por vezes, os termos são, erroneamente, utilizados como sinônimos. Para várias doenças ou agravos a virulência é medida pela letalidade, a qual é expressa pela relação entre o número de óbitos por doença e o número de casos da doença.

- Zoonoses – infecção ou doença infecciosa transmissível, em condições naturais, de animais vertebrados ao ser humano.

Capítulo 3

Cinética e Hidráulica dos Processos de Desinfecção

Roque Passos Piveli, Marcos von Sperling, Sérgio de Luca e Tércio D'al Col Sant'Ana

Cinética da desinfecção

Lei de Chick-Watson

Segundo a WEF (1996), a destruição de bactérias e vírus resulta de ações físicas, químicas e bioquímicas que podem ser previstas por expressões cinéticas simples. Porém, a aplicabilidade de tais relações não é universal, estando sujeitas às condições locais específicas que podem exigir alterações substanciais em modelos experimentais.

Conforme observado, além do tempo de contato, o processo de desinfecção depende da intensidade dos agentes físicos ou químicos utilizados. A associação dessas ações resulta na grandeza conhecida por dose, de grande valia para o controle dos processos de desinfecção. Nos processos físicos, como a aplicação da luz ultravioleta, a dose (D) é produto da intensidade da radiação (I) pelo tempo de exposição (t). Na desinfecção química, como a cloração, costuma-se recorrer ao fator Ct, isto é, a dose expressa como produto da concentração do agente químico empregado (C) pelo tempo de contato (t), no controle do processo.

Deve ser lembrado que nos processos químicos de desinfecção, como em muitos casos são empregados agentes oxidantes, poderá ocorrer consumo de parte dos compostos dosados em reações com agentes redutores presentes nos esgotos. Essas reações são relativamente rápidas e preferenciais, de forma que nem toda dose aplicada estará disponível para desinfecção. Assim, a cinética da inativação microbiana deverá ser baseada na dose residual, que estará efetivamente presente no esgoto após a satisfação da demanda, e não na dose aplicada. Esses conceitos de demanda e residual não são aplicáveis à desinfecção com luz ultravioleta. Na desinfecção de esgotos por cloração, conforme será visto, o balanço entre demanda e residual, e a associação com a eficiência do processo de desinfecção é complicada por causa da presença de amônia que reage rapidamente com o cloro, gerando outros agentes desinfetantes, as chamadas cloraminas, com potenciais diferentes do cloro residual livre para inativação dos diversos organismos presentes.

A informação essencial para o projeto de um sistema de desinfecção é a taxa de inativação dos organismos-alvo. O efeito da concentração ou da intensidade do agente desinfetante sobre a velocidade de destruição é imprescindível para associação com o tempo de contato e definição das doses a serem utilizadas.

O preceito fundamental da cinética da desinfecção foi enunciado por Chick em 1908, atualmente conhecido como Lei de Chick, o qual reconheceu que a inativação dos microrganismos em função do tempo obedece ao modelo de uma reação de primeira ordem, ou seja:

$$-\frac{\delta N}{\delta t} = k \times N \qquad (3.1)$$

em que:

$-\frac{\delta N}{\delta t}$ = velocidade de decaimento dos organismos

k = coeficiente de reação, T^{-1}

N = número de organismos sobreviventes em um dado instante t

t = tempo, T

A solução desta equação é

$$N = N_0 \times e^{-k \times t} \qquad (3.2)$$

ou seja, a Lei de Chick.

Na prática, comumente são observadas discrepâncias em relação ao decaimento exponencial, reconhecendo-se a influência de diversos fatores, como as mudanças na concentração do agente desinfetante no decorrer do tempo, as diferenças entre as resistências de diversos organismos presentes na mesma cultura com idades diferentes, a ocorrência de aglomerados de microrganismos ou a oclusão pelos sólidos em suspensão (Usepa, 1999).

Na mesma época, Watson (1908) analisou dados de sistemas com várias concentrações de desinfetantes e demonstrou que há relação logarítmica definida entre a concentração do desinfetante e a velocidade média da reação. Propôs a seguinte equação, que relaciona a constante da velocidade da reação de inativação com a concentração de desinfetante:

$$k = k' \times C^n \qquad (3.3)$$

em que:

C = concentração do desinfetante, $M.L^{-3}$;

n = coeficiente;

k' = coeficiente da reação de inativação independente de C e N; T^{-1}.

Combinando as Equações 3.1 e 3.3, tem-se:

$$-\frac{\delta N}{\delta t} = k \times N \times C^n \tag{3.4}$$

ou seja, a Lei de Chick-Watson.

O processo de inativação é influenciado pela temperatura, podendo-se usar a equação de Arrhenius para a correção da constante da velocidade da reação para outras temperaturas diferentes dos valores disponíveis na literatura, geralmente obtidos a 20°C. Deve ser lembrado, no entanto, que o calor é um agente de destruição e acima de certos limites de elevação de temperatura pode exercer efeito direto sobre a inativação dos microrganismos.

$$k'_T = k'_{20} \times \theta^{(T-20)} \tag{3.5}$$

em que:

k'_T = constante da velocidade de reação à temperatura T°C, T^{-1};

k'_{20} = constante da velocidade de reação à temperatura 20°C, T^{-1};

θ = coeficiente experimental associado à energia de ativação e à constante universal dos gases.

Pouco se sabe sobre a eficiência da desinfecção sob temperaturas elevadas. Particularmente no caso de agentes desinfetantes gasosos como o ozônio pode ocorrer redução significativa devido à eficiência mais baixa na transferência de massa, bem como ao maior decaimento de ozônio (Usepa, 1999).

Freqüentemente se tem observado, em experimentos em batelada, que mesmo quando a concentração do desinfetante é mantida constante não se consegue o padrão exponencial de decaimento dos microrganismos de acordo com a Lei de Chick (Usepa, 1999). Por essa razão, várias tentativas foram feitas para o refinamento da Lei de Chick ou do modelo de Chick-Watson. Hom, em 1972, desenvolveu uma formulação cinética empírica altamente flexível, modificando as equações de Chick e Watson da seguinte forma (WEF, 1996):

$$-\frac{\delta N}{\delta t} = k' \times N \times t^{m} \times C^{n} \qquad (3.6)$$

em que m é uma constante experimental.

Para concentrações variáveis de desinfetante, a eficiência da desinfecção pode ser avaliada por meio da seguinte relação:

$$C^{n} \times t_{p} = constante \qquad (3.7)$$

em que:

C = concentração do desinfetante, $M.L^{-3}$;

n = coeficiente associado à ordem da reação;

t_p = tempo necessário para produzir determinada porcentagem de decaimento, T.

Essa relação está associada ao já referido conceito de Ct, normalmente utilizado como critério para garantir determinada eficiência na inativação de *Giardia*, vírus, *Cryptosporidium* e outros microrganismos em sistemas de abastecimento de água potável. A porcentagem de decaimento normalmente é expressa em "logs removidos".

Collins *et al.*, em 1971, desenvolveram um modelo com base em estudo em unidade piloto de desinfecção de efluentes de decantador primário (White, 1992). Como a aplicabilidade de tal modelo é específica para sistemas de desinfecção por meio de cloração, será apresentada no Capítulo 4.

Fenômeno da reativação

Alguns microrganismos atingidos pelo desinfetante podem desenvolver mecanismos de reconstituição celular, reativando-se, dentro de certos limites, tanto no claro como no escuro. O fenômeno da reativação está mais associado ao processo de desinfecção por luz ultravioleta, ainda assim, alguns autores observaram que o fenômeno é pouco significativo, ocorrendo quando alguns grupos de microrganismos são expostos a determinados comprimentos de onda específicos durante certo tempo mínimo necessário. Os protozoários parasitas *Cryptosporidium* e *Giardia* são exemplos de microrganismos patogênicos que podem estar associados ao fenômeno da reativação (Daniel, 1993).

Inativação bacteriana não associada à desinfecção

Paralelamente à desinfecção propriamente dita, a redução na contagem bacteriana de água contaminada pode ocorrer por diluição, remoção física e morte natural. O mecanismo de morte natural depende de fatores como a presença da luz solar; variações

da temperatura; aumento da salinidade ou da concentração de íons tóxicos, como os metais pesados; presença de bacteriófagos; parasitismo; predação; e "lise" (WERF, 1995).

Diversos modelos foram propostos para interpretação do decaimento bacteriano por morte natural, quase sempre assumindo cinética de primeira ordem (Usepa, 1999). O modelo básico para decaimento por morte natural em ambientes lóticos, como os rios, é representado por:

$$N = N_0 \times e^{-k \times t} \tag{3.8}$$

em que:

N_0 = concentração inicial de microrganismos ativos no ponto de lançamento, $N^o.L^{-3}$;

N = concentração de microrganismos ativos no tempo t após a descarga no rio, $N^o.L^{-3}$;

k = coeficiente de decaimento, T^{-1};

t = tempo transcorrido, T.

O modelo de primeira ordem para corpos d'água lênticos, como as represa é:

$$N = \frac{N_0}{1 + k \times t} \tag{3.9}$$

em que t representa o tempo de detenção hidráulica médio, numericamente igual à relação entre volume e vazão (t = V/Q).

Alguns valores desses coeficientes cinéticos estão disponíveis na literatura ou podem ser obtidos experimentalmente. Sofrem grande influência da temperatura que, quanto maior, provoca aumento na taxa de decaimento, tanto em rios como em lagos (Usepa 1986).

Hidráulica dos reatores

Considerações iniciais

Os fenômenos que ocorrem nas unidades que compõem as estações de tratamento de águas para abastecimento e residuárias podem ser classificados, de acordo com sua natureza, em operações e processos unitários. Essa designação clássica da engenharia química se baseia na convenção de que, onde ocorrem apenas ações de natureza física, há operações unitárias e, onde ocorrem ações químicas e biológicas, podendo-se entender físico-químicas ou bioquímicas, há processos unitários. Assim, a sedimentação que ocorre em uma caixa de retenção de areia de uma ETE é

considerada operação unitária, enquanto se pode dizer que em um tanque de floculação química ocorre processo unitário.

Nessas estações, são invariáveis as presenças de unidades onde ocorrem reações lentas, as quais normalmente admitem modelação matemática, embora o mesmo possa ocorrer com reações rápidas. É o caso da floculação, que leva minutos para se efetivar, e dos processos biológicos, que podem levar horas ou, até mesmo, dias. Particularmente neste livro, a preocupação maior é com as reações de desinfecção ou os mecanismos de inativação biológica. O objetivo principal desses estudos é determinar a ordem e o coeficiente de reação, cujos conceitos constituem pré-requisito para a discussão que se segue. Equacionada a reação, essa informação poderá ser utilizada nos balanços de massa de reagentes em diversos sistemas que envolvem os reatores, podendo, assim, modelar completamente o fenômeno.

Os reatores podem ser subdivididos em dois grandes grupos em função da presença ou não de material de enchimento. Os reatores que possuem suporte inerte, leito fixo ou móvel, possuem equacionamento diferenciado do que será aqui apresentado, o qual é destinado aos que não possuem, nos quais as reações ocorrem de forma dispersa na massa líquida, mantida sob mistura. Esse tipo de reator prevalece nas unidades de desinfecção de esgotos.

Tipos de reatores de acordo com o escoamento

De acordo com o regime hidráulico, os reatores podem possuir fluxo contínuo ou intermitente, cujo extremo é representado pelos reatores em batelada, nos quais não há alimentação ou descarga enquanto a reação se processa. Nesse caso, a equação do reator é a própria equação da reação que ali ocorre. Os reatores de fluxo contínuo são representados por dois extremos ideais, sob o ponto de vista da dispersão do fluxo em relação ao eixo longitudinal. Os reatores tubulares, de fluxo de pistão ou *plug- flow,* caracterizam-se pela teórica ocorrência de dispersão axial nula, ou relação comprimento/largura infinita. Os reatores de mistura completa, ao contrário, são idealizados de forma a ocorrer dispersão infinita. Nos reatores de fluxo de pistão as reações ocorrem de forma ordenada, seção por seção, não apresentando as mesmas propriedades em todos os pontos ao longo de seu comprimento. Nesses reatores as partículas que entram são descarregadas na mesma seqüência, após um tempo médio equivalente ao tempo de detenção hidráulico teórico. Nos reatores de mistura completa a partícula que entra é imediatamente dispersa no reator, que possui a mesma propriedade em todos os pontos, inclusive na saída.

Em um reator de fluxo de pistão, se for injetado um traçador em sua entrada, ele sairá da mesma maneira após um tempo equivalente à relação entre seu volume e a vazão. Em um reator de mistura completa, se um traçador for injetado na entrada, sua concentração à saída será inicialmente igual à massa total dividida pelo volume do reator e, depois, decrescerá exponencialmente. Os dois métodos mais comuns de injeção

de traçadores são a adição em pulso (pontual) e a alimentação escalonada (contínua). Na Figura 3.1 mostram-se as respostas típicas dos reatores à adição de traçadores:

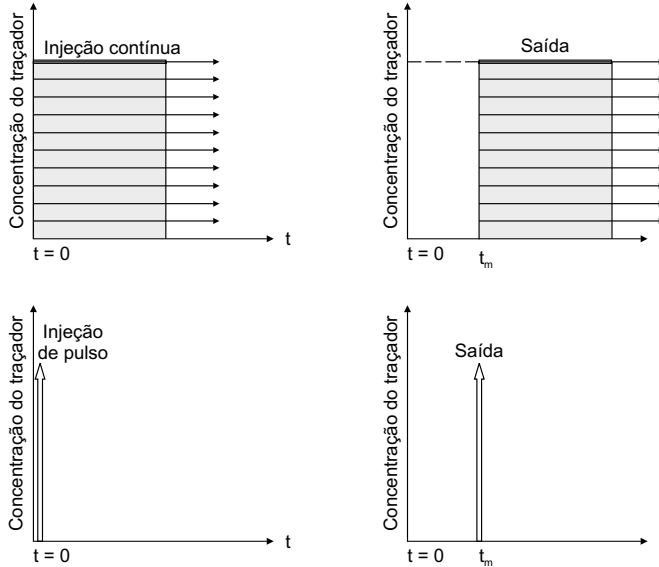
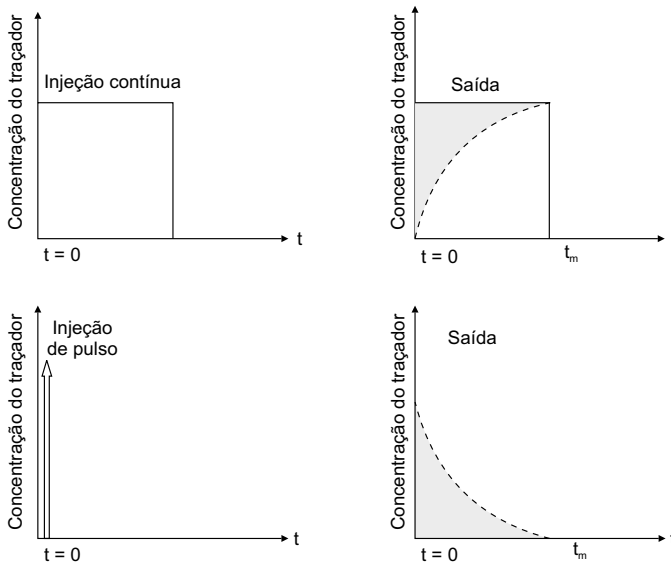



Figura 3.1 Respostas dos reatores de fluxo de pistão (a) e respostas dos reatores de mistura completa (b) à injeção de traçadores.

Como ambas as situações são idealizadas, o que ocorre na prática são graus intermediários de dispersão longitudinal, que dependem fundamentalmente da geometria do reator e da velocidade do escoamento. Quanto maior a dispersão, maior a tendência para mistura completa; quanto menor, maior a tendência para o fluxo pistonado. Teoricamente, os reatores de fluxo de pistão podem ser interpretados como uma série infinita de reatores de mistura completa. Os graus intermediários de dispersão podem ser associados a séries finitas de reatores de mistura completa. Quanto maior o número de reatores na série, maior a tendência para o fluxo de pistão, e vice-versa. As equações que representam esses modelos extremos de reatores idealizados podem ser obtidas por balanço de massa, conforme será visto. Também há equações experimentais para os chamados reatores com carga parcialmente dispersa, as quais representam todas as situações intermediárias que associam a eficiência da reação desejada com o grau de dispersão longitudinal. No equacionamento a ser desenvolvido, será observado que, para reações que seguem a cinética de primeira ordem, sob condições idênticas, exceto o formato, os reatores do tipo *plug flow* conduzem a eficiências mais elevadas, levando à idéia consolidada de que um tratamento, quanto mais compartimentado ou estagiado, mais eficiente. Sabe-se, na prática, que essa interpretação não é assim tão óbvia, as diferenças podem não ser tão grandes quanto as esperadas teoricamente. No caso de reatores para o tratamento biológico de esgotos, por exemplo, o regime de escoamento pode influenciar na configuração do ecossistema. Além disso, os reatores de mistura completa assimilam melhor as cargas de choque, distribuindo-as por toda a massa líquida e não permitindo a propagação sob a forma de onda. Portanto, a definição das características hidráulicas dos reatores é de fundamental importância para a otimização dos processos que neles ocorrem. Particularmente para os reatores destinados à desinfecção de esgotos, tal influência pode ser considerada decisiva.

Exemplos de aplicação

O grupo da Universidade Federal de Minas Gerais participante do PROSAB estudou a aplicabilidade de um fotorreator simplificado de radiação ultravioleta na inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*. O fotorreator, com volume de 20,7 L, foi confeccionado com tubo de PVC de 200 mm de diâmetro. Os testes hidrodinâmicos foram realizados pelo Centro de Desenvolvimento de Tecnologia Nuclear (CDTN). Foi utilizada a técnica CFD (Computational Fluid Dynamics), que emprega tecnologia computacional, aliada ao uso de radiotraçadores, para determinar a dinâmica de fluxos e detectar zonas mortas e curtos-circuitos no fotorreator. O traçador utilizado foi o tecnécio, por apresentar energia adequada para realização do experimento e meia-vida curta. Os testes hidrodinâmicos realizados mostraram que o comportamento do fluxo no fotorreator obedece aos parâmetros da Tabela 3.1. e pode ser representado pela curva da Figura 3.2.

A partir do estudo hidrodinâmico do fotorreator, verificou-se que o modelo que melhor descreve seu funcionamento foi o de quatro tanques de mistura completa em

série. Com base nesse estudo, observou-se que o tempo de detenção hidráulica medido (θ_h = 86 s) ficou bem próximo do tempo de detenção hidráulico teórico (θ_h = 90 s), o que comprova a ótima condição hidrodinâmica do FR desenvolvido, sem a ocorrência de zonas mortas dentro do reator.

Tabela 3.1 Interpretação dos resultados dos testes hidrodinâmicos realizados na UFMG.

Parâmetros	Recomendação EPA	DTR	Comentário do DTR
t_f/T	> 0,5	0,22	Indicação de ocorrência de curtos-circuitos
t_p/T	> 0,9	0,6	Indicação de ocorrência de curtos-circuitos
t_{90}/t_{10}	< 1,0	3,9	Fluxo não segue o modelo de fluxo em pistão
θ/T	≈ 1,0	0,95	Indicação de ausência de zonas mortas
t_{50}/θ	≈ 1,0	1,19	Indicação de ausência de zonas mortas

Figura 3.2 Distribuição dos tempos de residência.

O projeto de sistemas de desinfecção normalmente tem sido realizado com base em regimes ideais de escoamento. Em situações reais, os padrões de escoamento nesse tipo de unidades podem desviar-se significativamente do ideal, fazendo com que a eficiência hidráulica alcançada pelo tratamento seja inferior à esperada durante a fase de projeto. Os desvios entre os regimes real e ideal de escoamento são causados por vários aspectos, dentre os quais se destacam: curtos-circuitos, recirculações, zonas mortas e misturas (Siqueira & Teixeira, 1999).

As curvas apresentadas na Figura 3.3 foram obtidas em testes hidráulicos com traçadores de escoamento, realizados pelo grupo da Universidade Federal do Espírito Santo, em um reator de desinfecção por radiação ultravioleta.

A injeção do traçador foi do tipo pulso no tempo t = 0. Para facilitar a comparação entre as curvas de passagem e sua interpretação, estas normalmente são adimensionalizadas (curva E): ordenada: concentração de traçador medida/concentração média (C/C_0); e abscissa: tempo/tempo teórico de detenção hidráulica (t/θ). O centróide representa o tempo de detenção hidráulico real da unidade. Outros indicadores de mistura e curto-circuito que permitem caracterizar o escoamento em um reator, quali e quantitativamente, podem ser extraídos das curvas de passagem, como coeficiente de dispersão, variância, coeficiente de Morril, t_{10}, etc.

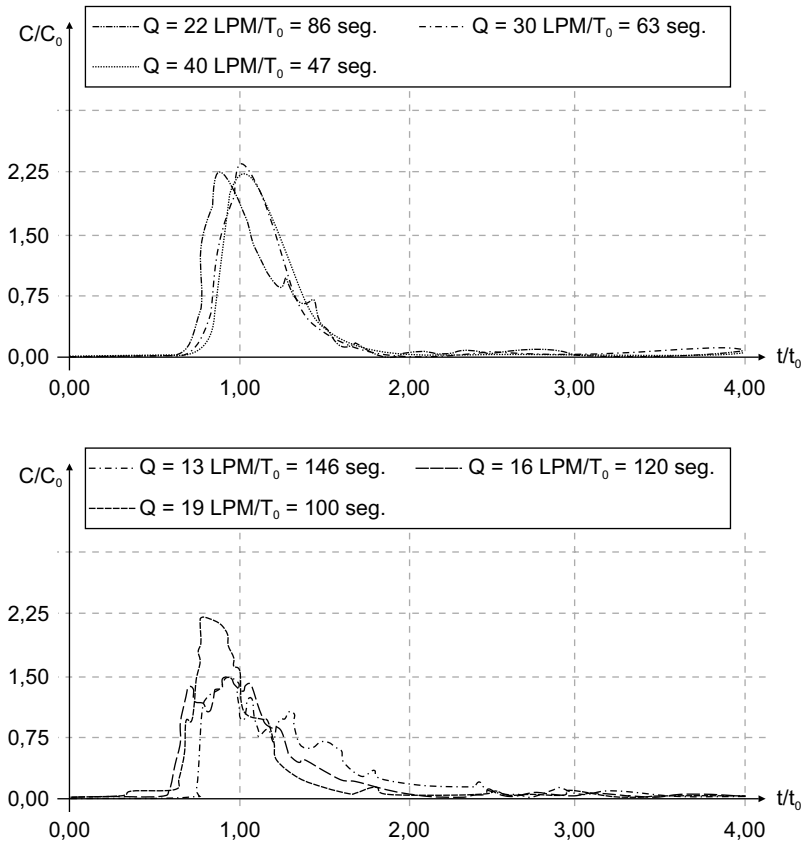



Figura 3.3 Curvas de passagem de traçador salino no reator UV (Sant´Ana *et al.*, 2002).

Balanço de massa em reatores

Considere o seguinte esquema apresentado na Figura 3.4 para a realização de balanço de massa.

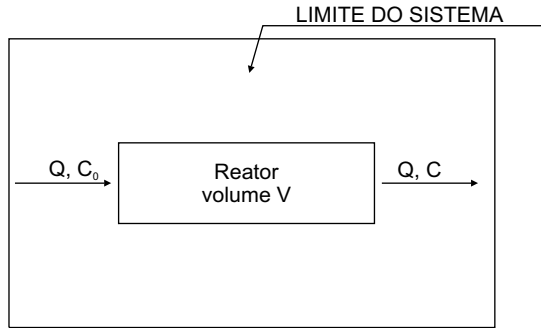



Figura 3.4 Croqui de um processo de tratamento e limites do sistema para efeito de balanço de massa.

Como proposição geral para análise de balanço de massa, considera-se que o acúmulo de massa de determinado reagente em um sistema é a diferença entre o fluxo de massa desse reagente à entrada e à saída do sistema, acrescido do acúmulo (ou decrescido da redução) de massa do reagente devido à reação que ocorre. Sob condições de regime estabilizado não ocorre acúmulo de massa no sistema e a variação do fluxo de massa entre a entrada e a saída do sistema deve-se exclusivamente à reação. Situações de partida ou desequilíbrio de processos biológicos correspondem a regimes não estabilizados, o equacionamento é mais complexo e sua validade restrita a essas situações específicas. Nos reatores utilizados para desinfecção de esgotos, é de interesse principal a condição de regime estabilizado, podendo ser escrito da seguinte forma:

$$\begin{pmatrix} \text{Variação do fluxo} \\ \text{de massa do} \\ \text{reagente C} \\ \text{devido à reação} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \text{Fluxo de massa} \\ \text{do reagente C} \\ \text{à entrada do} \\ \text{sistema} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \text{Fluxo de massa} \\ \text{do reagente C} \\ \text{à saída do} \\ \text{sistema} \end{pmatrix}$$

Equação do reator de mistura completa

Uma vez que este modelo de reator se caracteriza por apresentar as mesmas propriedades em todos os pontos, o balanço de massa pode ser feito utilizando como sistema todo o reator, sua alimentação e sua descarga, conforme a Figura 3.4. Para realização do balanço de massa, deverão ser consideradas as seguintes hipóteses:

- a vazão Q se conserva, não ocorrendo perdas por evaporação ou infiltração;
- regime estabilizado, acúmulo do reagente C no sistema igual a zero;

- ocorrência de uma reação de primeira ordem, $\delta C/\delta t = -k \times C$ (o reagente C está sendo consumido).

$$VkC = QC_0 - QC$$

ou

$$C = \frac{C_0}{1 + k \times V/Q} \tag{3.10}$$

Essa é a equação de um reator de mistura completa, ocorrendo uma reação de primeira no regime estabilizado. Permite a estimativa da concentração de determinado reagente à saída do sistema (C), em função da concentração de entrada (C_0); da constante da velocidade de reação (k), que no caso de reação de primeira ordem tem dimensão T^{-1}; do volume do reator (V); e da vazão (Q).

Fazendo-se V/Q = t (tempo de detenção hidráulica), pode-se escrever:

$$t = \frac{C_0 - C}{kC} \tag{3.11}$$

Essa equação permite determinar o tempo de detenção necessário para a ocorrência de certa eficiência para determinada constante de velocidade da reação, também para reação de primeira ordem e regime estabilizado. Caso se tenha outra ordem de reação, basta substituir adequadamente o termo relativo a ela. No caso de uma reação de segunda ordem, por exemplo, tem-se: $\delta C/\delta t = -k \times C^2$, o termo relativo à reação torna-se $V.k.C^2$ e a dimensão de k, $L^3.M^{-1}T^{-1}$.

Balanço de massa no regime não estabilizado

Em situações de partida ou desequilíbrio, ocorre acúmulo de massa de determinado "reagente" no sistema e, nesse caso, um termo referente a esse fato deve ser acrescido na proposição geral para análise do balanço de massa e, portanto:

$$V\frac{\delta C}{\partial t} = QC_0 - QC + V(-kC)$$

$$V\frac{\delta C}{\partial t} = QC_0 - QC - VkC$$

$$C' = \frac{\partial C}{\partial t}$$

$$VC' + QC + VkC = QC_0$$

$$V(C' + kC) + QC = QC_0$$

$$C' + kC + \frac{Q}{V}C = \frac{Q}{V}C_0$$

$$\beta = k + \frac{Q}{V}$$

$$C' + \beta C = \frac{Q}{V}C_0$$

Fator de integração: $e^{\beta t}$

$$e^{\beta t}(C' + \beta C) = e^{\beta t}\frac{Q}{V}C_0$$

Prova: $\left(Ce^{\beta t}\right)' = C'e^{\beta t} + \beta e^{\beta t} \cdot C = e^{\beta t}(C' + C)$

$$\left(Ce^{\beta t}\right)' = \frac{Q}{V}C_0 e^{\beta t}$$

Integrando-se:

$$Ce^{\beta t} = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}e^{\beta t} + k$$

Dividindo-se por $e^{\beta t}$:

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta} + ke^{-\beta t}$$

Condições de contorno: $t = 0 \Rightarrow C = C_0$

$$C_0 = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta} + k \;\Rightarrow\; k = C_0 - \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}$$

Substituindo-se o valor de k:

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta} + \left(C_0 - \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}\right)e^{-\beta t}$$

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta} + C_0 e^{-\beta t} - \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}e^{-\beta t}$$

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}\left(1 - e^{-\beta t}\right)C_0 e^{-\beta t} \qquad (3.12.)$$

Essa é a equação geral para o regime não estacionário. Para $t \to \infty$, tem-se:

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\beta}$$

$$C = \frac{Q}{V}\frac{C_0}{\left(k + \frac{Q}{V}\right)} = \frac{QC_0}{Vk + Q} = \frac{QC_0}{Vk + Q} = \frac{C_0}{1 + \frac{kV}{Q}}$$

idêntica à Equação 3.10.

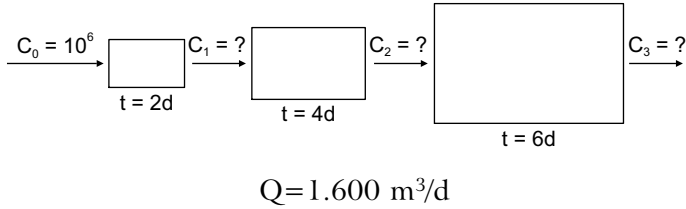
Exemplo 1

Um esgoto sem tratamento, com concentração de *E. coli* de 10^6 org/100 ml, é descarregado em três lagos em série, cujos regimes podem ser interpretados como de

mistura completa. A vazão de esgotos é de 1.600 m^3/dia e os volumes dos lagos são, respectivamente, 3.200, 6.400 e 9.600 m^3. Supondo que ocorre uma reação de primeira ordem com k = 2,6 d^{-1} nos três lagos, determine a concentração de *E. coli* no efluente do terceiro.

Esquema para solução:

$C_0 = 10^6$ → [t = 2d] → $C_1 = ?$ → [t = 4d] → $C_2 = ?$ → [t = 6d] → $C_3 = ?$

Q=1.600 m^3/d

Observação: t = V/Q

a) Cálculo da concentração de *E. coli* à saída da primeira lagoa:

$$C = \frac{C_0}{1 + k \cdot t} \quad \Rightarrow \quad C_1 = \frac{10^6}{1 + 2{,}6 \times 12} = 0{,}031 \times 10^6 = 3{,}1 \times 10^4 \text{ org/100 ml}$$

b) Cálculo da concentração de *E. coli* à saída da segunda lagoa:

$$C_2 = \frac{C_1}{1 + k \cdot t} \quad \Rightarrow \quad C_2 = \frac{1{,}6 \times 10^5}{1 + 2{,}6 \times 4} = 0{,}14 \times 10^5 = 1{,}4 \times 10^4 \text{ org/100 ml}$$

c) Cálculo da concentração de *E.coli* à saída da terceira lagoa:

$$C_3 = \frac{C_2}{(1 + k \cdot t)} \quad \Rightarrow \quad C_3 = \frac{1{,}4 \times 10^4}{1 + 2{,}6 \times 6} = 0{,}084 \times 10^4 = 8{,}4 \times 10^2 \text{ org/100 ml}$$

Exemplo 2

Qual seria a concentração final de *E. coli,* caso se tivesse um único lago com o mesmo volume da série anterior?

Esquema para solução:

$C_0 = 10^6$ → [ ] → $C=?$

$$C = \frac{C_0}{1 + k \cdot t} \quad \Rightarrow \quad C_1 = \frac{10^6}{1 + 2{,}6 \times 12} = 0{,}031 \times 10^6 = 3{,}1 \times 10^4 \ \text{org/100 ml}$$

Portanto, usando um único reator deverá ser esperada uma eficiência inferior à dos três reatores em série de mesmo volume total.

Equação da série de *n* reatores de mistura completa de mesmo volume

Seja V/n o volume de cada reator e V o volume da série. Considerando as mesmas hipóteses formuladas anteriormente, pode-se escrever:

$$\frac{C_1}{C_0} = \frac{1}{1 + \frac{kV}{nQ}}; \frac{C_2}{C_1} = \frac{1}{1 + \frac{kV}{nQ}}; \frac{C_3}{C_2} = \frac{1}{1 + \frac{kV}{nQ}}; \frac{C_n}{C_{n-1}} = \frac{1}{1 + \frac{kV}{nQ}}$$

e, como

$$\frac{C_1}{C_0} \times \frac{C_2}{C_1} \times \frac{C_3}{C_2} \times \ldots \times \frac{C_n}{C_{n-1}} = \frac{C_n}{C_0}$$

tem-se que:

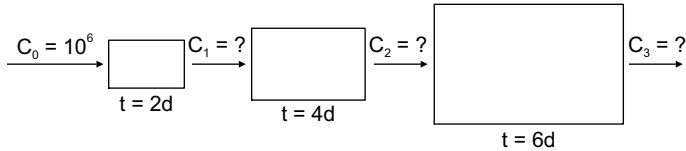
$$\frac{C_n}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + \frac{kV}{nQ}} \right)^n \tag{3.13}$$

ou seja, equação da série de *n* reatores de mistura completa de volumes iguais, ocorrendo reação de primeira ordem no regime estabilizado.

Exemplo 3

Ainda em relação ao Exemplo 1, se fossem utilizados três lagos de mesmo volume, perfazendo o mesmo volume total da série anterior, qual seria a contagem de *E. coli* ao final do terceiro lago?

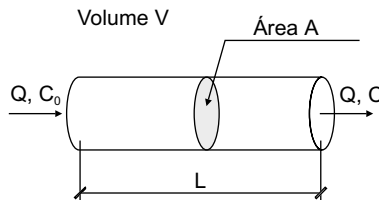
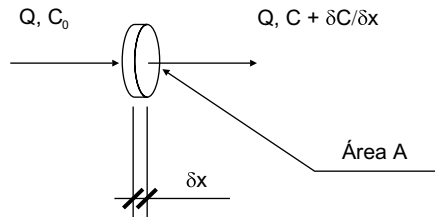
Esquema para solução:

$C_0 = 10^6$ → [t = 2d] → $C_1 = ?$ → [t = 4d] → $C_2 = ?$ → [t = 6d] → $C_3 = ?$

$$Q = 1.600 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\frac{C_n}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + \frac{kv}{nQ}} \right)^n \Rightarrow \frac{C_3}{10^6} = \left(\frac{1}{1 + 2{,}6 \times 4} \right)^n \Rightarrow C_3 = 675 \text{ org/100 ml}$$

Com esse resultado, ao se compartimentar o reator em volumes iguais, tem-se ganho adicional de eficiência.

Equação do reator de fluxo de pistão

Como nos reatores de fluxo pistonado tem-se o tratamento seqüencial, camada por camada, eles não possuem a mesma propriedade em todos os pontos, condição essencial para realizar balanços de massa. Assim, costuma-se considerar o reator de fluxo de pistão uma seqüência infinita de reatores de mistura completa, utilizar o escoamento à entrada e à saída de uma seção transversal elementar como limites do sistema, realizar o balanço de massa e integrar do início ao final do reator.

Considera-se que, ao atravessar uma camada de espessura ∂x, área A e volume $\partial V = A.\partial x$, a concentração do reagente varia de um diferencial ∂C.

Integrando do início ao final do reator, cuja concentração varie de C_0 a C, desprezando diferenciais de segunda ordem, considerando regime estabilizado e reação de primeira ordem, tem-se:

$$\delta VkC = QC - Q(C + \delta C)$$

$$\delta VkC = QC - QC - Q\delta C$$

$$\delta VkC = -Q\delta C \;\therefore\; A\delta x = -\frac{Q}{k}\frac{\delta C}{C} \;\therefore\; \int_0^L \delta x = -\frac{kQ}{A}\int_{C_0}^{C} \delta C \big/ C \;\therefore$$

$$L = \frac{Q}{Ak}\ln\frac{C}{C_0} \therefore C = C_0 \times e^{\frac{-k\times V}{Q}} \qquad (3.14)$$

ou seja, a equação de um reator de fluxo de pistão em que ocorre uma reação de primeira ordem sob regime estabilizado. Para realizar o balanço de massa com outras ordens de reação, deve-se substituir pelo correspondente expoente da concentração no termo relativo à reação.

Exemplo 4

Ainda em relação ao exercício anterior, se tivéssemos um único lago que pudesse ser interpretado como fluxo de pistão, qual seria a contagem de *E. coli* em sua saída?

Esquema para solução:

$C_0 = 10^6$ C = ?

$$Q = 1.600 \text{ m}^3\text{/d}$$

$$C = C_0 \times e^{\frac{-k \times V}{Q}} \Rightarrow C = 10^6 \times e^{-2,6 \times 12} \Rightarrow C = 2,8 \times 10^{-8} \text{ org/100 ml}$$

O resultado praticamente nulo deixa claro que para o mesmo tempo de detenção e taxa de reação, o modelo de reator de fluxo de pistão conduz a eficiências mais elevadas.

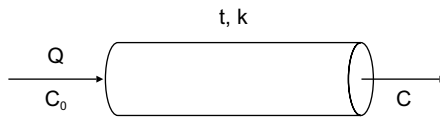
Exemplo 5

Um reator de fluxo de pistão opera sem recirculação, com tempo de detenção hidráulica de 6 horas, no qual se processa uma reação de primeira ordem, com k = 5,0 d^{-1}. Caso se proceda à recirculação do efluente final, com uma vazão igual à vazão de alimentação, qual será a variação da eficiência?

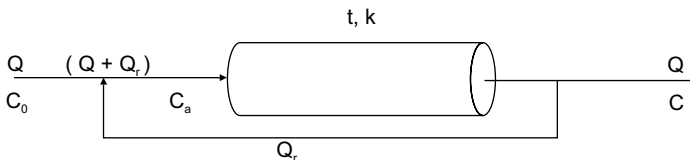
a) Sem recirculação

Esquema para solução:

t, k

Q C_0 C

$$\frac{C}{C_0} = e^{-k \times \theta} \Rightarrow \frac{C}{C_0} = e^{-5 \times 0,25} \Rightarrow \frac{C}{C_0} = 0,286 \Rightarrow (E = 71,3\%)$$

b) Com recirculação

Esquema para a solução:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-k\times\theta/2} \quad \Rightarrow \quad \frac{C}{C_0} = e^{-5\times0,125} \quad \Rightarrow \quad \frac{C}{C_0} = 0,535$$

Entretanto,

$$C_a = \frac{C_0 + C}{2} \quad \Rightarrow \quad \frac{C}{C_0} = 0,365 \quad \Rightarrow \quad (E = 63,5\%)$$

Portanto, a eficiência será reduzida de 71,3% para 63,5%.

Exemplo 6

Determine a relação entre os volumes de um reator de mistura completa e um de fluxo de pistão para a remoção de 90% de um poluente por meio de uma reação de segunda ordem no regime estabilizado.

Solução:

Equação do reator de mistura completa, reação de segunda ordem e regime estabilizado

$$VkC^2 = QC_0 - QC$$

Para $C_o = 1$ e $C = 0,1$ (eficiência de 90%), tem-se:

$$V \times k \times (0,1)^2 = Q \times 1 - Q \times 0,1 \quad \Rightarrow \quad V = 90\ Q/k$$

Equação do reator de fluxo de pistão, reação de segunda ordem e regime estabilizado

$$\delta VkC^2 = QC - Q(C + \delta C)$$

$$\delta VkC^2 = -Q\delta C$$

$$\frac{\delta C}{C^2} = -\delta V \frac{k}{Q}$$

$$\int_{C_0}^{C} \frac{\delta C}{C^2} = -\frac{k}{Q}\int_0^L A\delta x \quad \Rightarrow \quad \frac{-1}{C} + \frac{1}{C_0} = \frac{-kV}{Q}$$

Para $C_0 = 1$ e $C = 0{,}1$ (eficiência de 90%), tem-se:

$$\frac{-1}{C} + \frac{1}{C_0} = \frac{-kV}{Q} \quad \Rightarrow \quad V = 9\ Q/k$$

Portanto, o volume necessário de reator de mistura completa será dez vezes superior ao de um de fluxo de pistão ideal.

Reatores com carga parcialmente dispersa

Conforme mencionado, os reatores de mistura completa e de fluxo de pistão constituem situações teóricas idealizadas e, na prática, o que existe é maior ou menor tendência para um ou outro desses modelos, dependendo do fator de dispersão em relação ao eixo longitudinal. Reatores com tendência a fluxo pistonado possuem baixos fatores de dispersão, enquanto os com tendência para mistura completa possuem valores elevados de fator de dispersão. Wehner e Wilhem propuseram a seguinte equação para representar os reatores com carga parcialmente dispersa:

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{4 \times a \times e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 \times e^{\left(\frac{a}{2d}\right)} - (1+a)^2 \times e^{\left(\frac{-a}{2d}\right)}} \right) \qquad (3.15)$$

em que:

$a = \sqrt{1 + 4 \times k \times t \times d}$;
k = coeficiente de reação;
t = tempo de detenção hidráulica;
d = número de dispersão.

O fator de dispersão depende fundamentalmente da relação comprimento/largura do reator e do perfil de velocidade do escoamento.

A Figura 3.7 ilustra os resultados obtidos em testes hidráulicos realizados pela UFES em um reator UV.

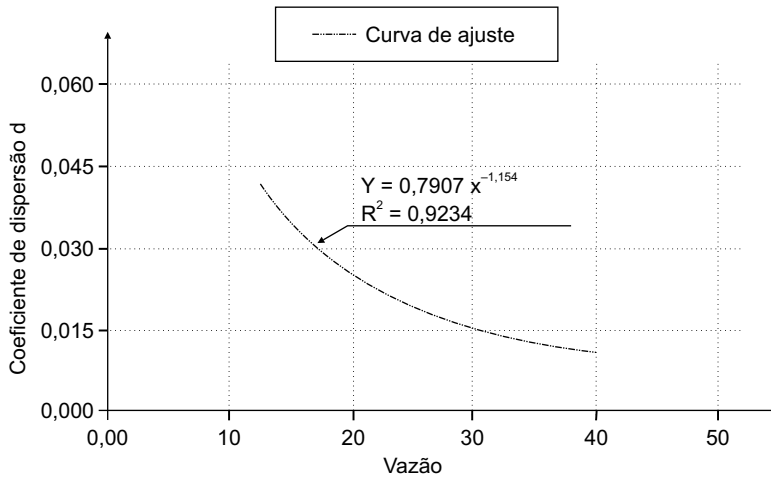



Figura 3.7 Coeficientes de dispersão obtidos a partir das curvas de passagem de traçador salino no reator UV (Sant´Ana *et al.*, 2002).

O número de dispersão depende fundamentalmente da relação comprimento/largura do reator, existindo fórmulas experimentais para sua determinação, as quais serão apresentadas no capítulo referente à desinfecção por lagoas de estabilização que constitui, sem dúvida, a principal aplicação desse modelo.

Exemplo 7

Uma lagoa de maturação possui tempo de detenção hidráulica de sete dias. Com base em sua relação comprimento/largura, estimou-se o fator de dispersão em 0,25. A lagoa é alimentada com os efluentes de lagoa facultativa, com densidade de *E. coli* de 10^5 NMP/100 ml, ocorrendo decaimento segundo o coeficiente k = 0,6 d^{-1}. Estime a concentração de *E. coli* nos esgotos à saída da lagoa.

Solução:

a) Cálculo da constante a

$$a = \sqrt{1 + 4 \times k \times t \times d}$$

$$\therefore\ a = \sqrt{1 + 4 \times 0,6 \times 7,0 \times 0,25} \quad \Rightarrow \quad a = 2,28$$

b) Cálculo de C/C_0:

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{4 \times a \times e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 \times e^{\left(\frac{a}{2d}\right)} - (1+a)^2 \times e^{\left(\frac{-a}{2d}\right)}} \right) \Rightarrow$$

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{4 \times 2{,}28 \times e^{\frac{1}{2 \times 0{,}25}}}{(1+2{,}28)^2 \times e^{\left(\frac{2{,}28}{2 \times 0{,}25}\right)} - (1+2{,}28)^2 \times e^{\left(\frac{-2{,}28}{2 \times 0{,}25}\right)}} \right) \Rightarrow \frac{C}{C_0} = 6{,}86 \times 10^{-4}$$

$$\therefore\ C = 6{,}86 \times 10^{-4} \times 10^5 = 69 \text{ NMP/100 ml}$$

Referências bibliográficas

ALVES, C. V. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; VON SPERLING, M. *Avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV para desinfecção de efluentes secundários*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

DANIEL, L. A. *Desinfecção de esgoto com radiação ultravioleta*: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. 1993. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

DANIEL, L. A. (Coord.). *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. Rio de Janeiro: PROSAB, 2001.

METCALF; EDDY, I. N. C. *Wastewater engineering*: treatment, disposal, and reuse. 3. ed. New York: McGraw-Hill Inc., 1995.

SANT´ANA, T. D.; OLIVEIRA, F. F.; BARBOSA, E. B.; GONÇALVES, R. F. *Influência do comportamento hidrodinâmico de um reator UV com lâmpadas emersas na desinfecção de esgotos sanitários tratados a nível secundário*. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. *Anais...* Vitória, 2002.

SIQUEIRA, R. N.; TEIXEIRA, E. C. Avaliação de diversos indicadores de eficiência hidráulica como ferramenta para a análise do desempenho de UTAE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

USEPA – Environmental Protection Agency. *Alternative disinfectants and oxidants guidance manual*. New York, USA, 1999.

WEF – Water Environment Federation. *Wastewater disinfection*: manual of pratice. Washington, USA, 1996.

WERF – Water Environment Research Foundation. *Disinfection*: comparison of UV irradiation to chlorination: guidance for achieving optimal performance. USA, 1995.

WHITE, G. C. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 4th. New York: Ed. John Wiley & Sons, 1992.

WPCF – Water Pollution Control Federation. *Wastewater disinfection*: a state-of-the-art report. Washington, USA, 1984.

Capítulo 4

Cloração e Descloração

Miguel Mansur Aisse, Bruno Coraucci Filho, Cícero Onofre de Andrade Neto, Décio Jürgensen, Flávio Rubens Lapolli, Henio Normando de Souza Melo, Roque Passos Piveli e Sérgio João de Lucca

---

Introdução

O cloro é o produto mais utilizado em todo o mundo para desinfecção de águas e esgotos. No caso do Brasil, não há como negar que a cloração é o método de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica atualmente. Em que pesem os benefícios da cloração de esgotos sanitários tratados, é necessário considerar que todos os desinfetantes químicos produzem subprodutos, direta ou indiretamente, e alguns destes podem gerar riscos à saúde pública. Contudo, os riscos associados dependem das concentrações e do período de ingestão, podendo não afetar indivíduos submetidos a longa exposição, desde que em concentrações dentro das faixas permissíveis. Deve-se, então, buscar o ponto ótimo entre as curvas de custo (considerados o risco associado aos subprodutos e os custos de aplicação) e o benefício, gerados nos vários processos e níveis de desinfecção, a fim de obter a melhor solução para garantia da segurança sanitária (Chlorine Institute, 1997).

A utilização do cloro para desinfecção de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários necessita ser revista, em face da superior qualidade dos efluentes obtidos modernamente, os quais demandam menores dosagens de cloro e, por conseguinte, apresentam menores riscos ambientais conseqüentes de seus subprodutos.

Fundamentos da desinfecção pelo cloro

Uma vez em contato com as bactérias presentes no esgoto sanitário, o cloro induz uma série de eventos associados à atividade da membrana celular, como alteração da permeabilidade, e modifica os ácidos nucléicos, causando mutações. A inativação dos vírus ocorre por modificações nos ácidos nucléicos e na envoltória protéica. O cloro não apresenta boa eficiência na remoção de protozoários, devido a seu maior tamanho, devendo haver um processo auxiliar de filtração, a fim de removê-los (WEF, 1996).

As muitas variáveis físicas, químicas e biológicas envolvidas em um processo de desinfecção determinam a existência de um conjunto de valores de tempo de contato e concentração do desinfetante que garantem a desinfecção nos limites da segurança

sanitária requerida. Para otimizar o processo deve-se, então, procurar os pares desses parâmetros, os quais funcionarão como referência.

O cloro e seus derivados apresentam alto poder oxidante e reagem com vários compostos presentes nos esgotos. A demanda de cloro, calculada pela diferença entre a dose inicial e o residual de cloro, é proveniente dessa variedade de reações nas quais o cloro é consumido por vários constituintes da água residuária e por decomposição. De modo simplificado, o cloro reage com a amônia para produzir uma série de compostos chamados cloraminas e, eventualmente, oxida a amônia em gás nitrogênio (N_2). O mecanismo de reação é complexo, e os produtos variam com o pH, razão entre o cloro adicionado e a amônia presente e o tempo de contato. A monocloramina (NH_2Cl) e a dicloramina ($NHCl_2$), denominadas cloro combinado, têm poder desinfetante, apesar deste ser inferior ao dos produtos resultantes da dissociação de qualquer forma de cloro na água, conhecidos como cloro livre (HOCl e OCl^-). As reações com outros compostos inorgânicos como o sulfeto de hidrogênio (H_2S) ocorrem imediatamente após a aplicação do cloro.

Das reações com os compostos orgânicos deve-se dar atenção àquelas que ocorrem com o nitrogênio orgânico e com os compostos não nitrogenados que podem formar trihalometanos (THM's). Apesar dos efluentes de sistemas de tratamento possuírem muitos precursores da formação de THM's, a quantidade desses compostos nos esgotos clorados pode, de fato, ser pequena pela seletividade da reação com a amônia e pela menor velocidade de reação com os compostos formadores de THM's na presença de cloro livre ou combinado (WEF, 1996). A decomposição do cloro sob ação da radiação UV reduz a eficiência dos processos de desinfecção, já que reduz o porcentual do residual de cloro ao longo do tempo nos reatores de contato.

Os processos de desinfecção têm maior ou menor eficiência em função dos fatores que podem intervir neles. As características físico-químicas do afluente a ser desinfetado exercem papel fundamental nas reações desencadeadas desde o momento em que se adiciona o desinfetante, determinando os reais compostos que realizam a desinfecção. Compostos redutores à base de enxofre e a presença de nitrogênio amoniacal diminuem a eficiência da cloração. Os mecanismos de ação do desinfetante e as características dos microrganismos, como a forma e a espécie, possibilitam maior ou menor resistência. Os sólidos podem atuar como barreira, protegendo os agentes patogênicos da ação do desinfetante.

Dentre os fatores intervenientes, a dosagem do desinfetante e o tempo de contato, bem como a homogeneidade do desinfetante na mistura, são aqueles em que a intervenção externa pode propiciar aumento na eficiência do processo. Um projeto de reatores de contato com características hidrodinâmicas que possibilitem boa homogeneidade pode reduzir o conjunto tempo de contato *versus* concentração, necessário ao alcance do nível de desinfecção desejado (Daniel *et al.*, 2001).

A aplicação do cloro e de seus compostos na presença de nitrogênio amoniacal desencadeia reações de formação das cloraminas, com menor eficiência que o cloro livre no processo de desinfecção (Usepa, 1999). Isso gera a necessidade de utilização de maiores tempos de contato e/ou dosagens do desinfetante. Portanto, para esgotos sanitários, que contêm quantidades consideravelmente altas de amônia, a desinfecção após o *breakpoint* exigiria concentrações extremamente elevadas de cloro ativo, em função da relação molecular entre o cloro e o nitrogênio amoniacal, inviabilizando técnica e economicamente essa prática (WEF, 1996). Entretanto, isso resulta em vantagem, porque a possibilidade de formação de compostos organoclorados nocivos à saúde é reduzida em relação à cloração da água natural, já que a desinfecção econômica de esgotos se processa praticamente por causa das cloraminas, pois o cloro ativo reage preferencialmente com os compostos de amônia. Ademais, a desinfecção de esgotos, diferentemente da água, não exige inativação total de microrganismos, podendo-se trabalhar com várias faixas de relação entre o tempo de contato e a dosagem aplicada, em função do uso a que se destinará o efluente desinfetado.

Principais compostos

Para desinfecção de águas residuárias, o cloro pode ser encontrado comercialmente nas formas gasosa (Cl_2), líquida (hipoclorito de sódio) e sólida (hipoclorito de cálcio). Também pode ser produzido no local a partir de salmoura ou reação controlada de produtos químicos.

Cloro gás

O cloro molecular (Cl_2) é um gás amarelo e esverdeado, de densidade maior que o ar à temperatura e à pressão ambientes. Quando comprimido a pressões superiores a sua pressão de vapor, o cloro se condensa em líquido, com conseqüente liberação de calor e redução de volume em cerca de 450 vezes. Essa é a razão pela qual o transporte comercial de cloro usualmente é feito em cilindros pressurizados, que possibilitam substancial redução do volume. No entanto, quando se necessita fazer a aplicação do cloro na forma gasosa, muitas vezes torna-se necessário suprir energia térmica para vaporizar o cloro líquido comprimido. Algumas das principais propriedades físicas do cloro são apresentadas na Tabela 4.1.

Hipoclorito

Nas aplicações práticas de desinfecção de esgotos também é utilizado o cloro nas formas de hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio. A quantidade relativa de cloro presente nessas fontes alternativas de cloro é expressa em termos de “cloro disponível”. Estequiometricamente, compostos puros de hipoclorito de sódio e de cálcio contêm 95,2% e 99,2% de cloro disponível, respectivamente (Usepa, 1986).

Tabela 4.1 Propriedades físicas do cloro.

Propriedade	Cloro líquido	Cloro gasoso
Afinidade pela água	Pequena	Pequena
Ponto de ebulição (a 1 atm)	–34,05ºC	–
Ponto de fusão	–	–101ºC (pressão atmosférica normal)
Temperatura crítica	–	143,5ºC
Pressão crítica	–	7,6 atm
Cor	Âmbar claro	Amarelo-acinzentado
Corrosividade	Extremamente corrosivo ao aço, na presença de pequena umidade	Extremamente corrosivo ao aço na presença de pequena umidade
Densidade	1.422 kg/m^3 (a 16ºC)	3,2 kg/m^3 (a 1,1ºC e 1 atm)
Limites de explosão (no ar)	Não explosivo	Não explosivo
Inflamabilidade	Não inflamável	Não inflamável
Odor	Penetrante e irritante	Penetrante e irritante
Solubilidade	–	Abaixo de 9,6ºC
		(7 g/L a 20ºC e 1 atm)
Gravidade específica (em relação à água a 4ºC)	1,468	–
Viscosidade	0,385 centipoise a 0ºC	167,9 micropoise a 100ºC

Fonte: Adaptado de Di Bernardo (1993); Chernicharo *et al*. (2001), citando Usepa (1986) e WEF (1992).

Comercialmente, o hipoclorito de cálcio é encontrado na forma sólida, em diversas marcas, sendo relativamente estável na forma seca (perda aproximada de concentração igual a 0,013% por dia). Já o hipoclorito de sódio é encontrado na forma líquida (solução), em concentrações que usualmente variam de 1% a 16%. Não é viável comercializar o hipoclorito de sódio em concentrações mais elevadas, uma vez que sua estabilidade química diminui rapidamente com o aumento da concentração. Por exemplo, em temperatura ambiente, a concentração de uma solução de hipoclorito de sódio a 18% reduz-se à metade em apenas 60 dias (Usepa, 1986).

O hipoclorito de sódio (NaOCl) é o produto mais adequado para cloração em sistemas simples e de pequeno porte, em virtude da facilidade de aplicação em pequenas vazões operacionais, do baixo risco de manuseio e armazenamento e do baixo custo.

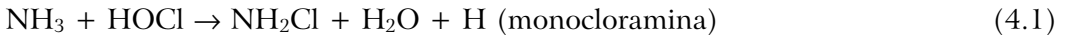
Cloro combinado

Quando o cloro entra em contato com substâncias dissolvidas, presentes nos esgotos, ocorre uma série de reações de dissipação, que resulta na perda de desinfetante ou em mudança em sua forma para uma espécie menos ativa. Dentre essas reações, destacam-se as que ocorrem com alguns compostos de nitrogênio e que resultam na formação de cloraminas. As reações com compostos orgânicos também são importantes, uma vez que podem levar à produção de subprodutos organoclorados.

Quando a amônia (NH_3) está presente na água ocorre a reação com o cloro para formar cloraminas:

$$NH_3 + HOCl \rightarrow NH_2Cl + H_2O + H \text{ (monocloramina)} \quad (4.1)$$

$$NH_2Cl + HOCl \rightarrow NHCl_2 + H_2O \text{ (dicloramina)} \quad (4.2)$$

$$NHCl_2 + HOCl \rightarrow NCl_3 + H_2O \text{ (tricloramina)} \quad (4.3)$$

Cada um desses três compostos, monocloramina (NH_2Cl), dicloramina ($NHCl_2$) e tricloramina (NCl_3), contribui para o residual de *cloro combinado*. Essas reações químicas proporcionam o fenômeno do *breakpoint*, quando águas contendo amônia são cloradas (veja a Figura 4.1). Em águas contendo nitrogênios orgânico e amoniacal, o *breakpoint* ocorre, mas é menos definido (Chernicharo *et al.*, 2001).

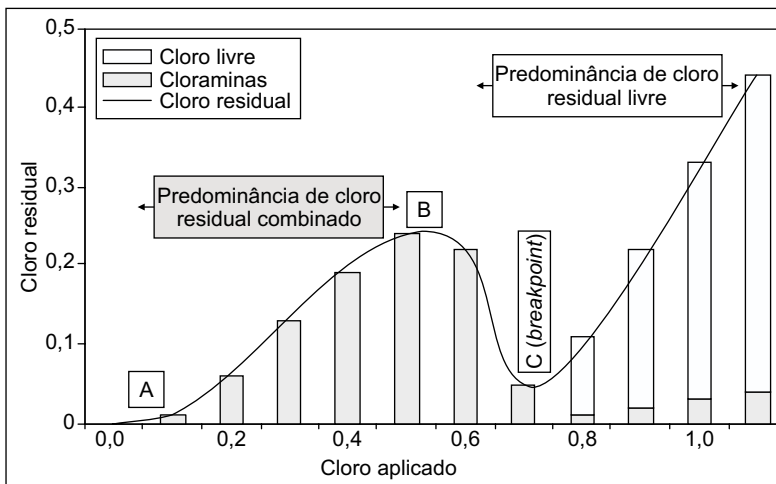



Figura 4.1 Curva de cloro residual em águas com presença de amônia. *Fonte*: Chernicharo *et al*. (2001).

Di Bernardo (1993) cita que o pH exerce influência decisiva nas espécies que se formam quando a dosagem de amônia, o tempo de reação e a temperatura permanecem inalterados. Observam-se uma vez mais aqueles valores de pH para os quais é maximizada a produção de tricloramina, dicloramina ou monocloramina. Verifica-se que, para valores altos do pH, não há a tricloramina. Na Tabela 4.2 são apresentadas as principais propriedades físicas, químicas e termodinâmicas das cloraminas.

Tabela 4.2 Principais propriedades das cloraminas.

Parâmetro	Monocloramina	Dicloramina	Tricloramina
Ponto de fusão (ºC)	–66	ND	–40
Ponto de ebulição (ºC)	(*)	ND	70
Cor	Sem cor	ND	Amarela
pH predominante de formação	7-11	4,4-7,0	< 4,4
Relação predominante de Cl_2/NH_3–N em pH = 7 e temperatura = 25ºC	< 5	5,0-7,6	> 7,6
Energia de ativação (kcal)	3	7,3	5,2
Constante de equilíbrio a 25ºC (M^{-1})	$1,5 \times 10^{10}$	$2,3 \times 10^{8}$	$1,06 \times 10^{5}$
Comprimento de onda correspondente à absorbância máxima (ηm)	243	294	336
Taxa de formação a 25ºC (M^{-1} s^{-1})	$2,9 \times 10^{6}$	$2,3 \times 10^{2}$	3,4
Taxa de hidrólise a 25ºC (s^{-1})	$1,9 \times 10^{-5}$	$6,5 \times 10^{-7}$	$3,2 \times 10^{-5}$

Nota: (*) pode ser explosiva em temperatura ambiente.
ND = não detectada.
Fonte: Di Bernardo (1993), citando Watts (1985).

Dióxido de Cloro

O dióxido de cloro é um gás amarelo descoberto em 1811. Trata-se de um oxidante químico com amplas aplicações na desinfecção de água de abastecimento e também residuárias. O dióxido de cloro foi utilizado pela primeira vez em 1940 e bastante empregado em países como Itália, Alemanha e Bélgica.

O dióxido de cloro (ClO_2) é um agente oxidante com propriedades bactericidas, esporicidas e viruslicidas, podendo ser utilizado no controle da cor e do odor e na oxidação de compostos inorgânicos como o ferro ou manganês (que tiram a qualidade da água).

No tratamento de água de abastecimento público ou residuária, o dióxido de cloro (ClO_2) pode ser utilizado como desinfetante ou oxidante em ambos estágios:

pré-oxidação e pós-oxidação. O crescimento de bactérias e algas pode ser controlado nas fases subseqüentes do tratamento (Bemamor *et al*., 1984).

Forma de atuação

Para projetar um sistema de desinfecção de esgotos torna-se necessário conhecer a taxa de inativação do microrganismo indicador pelo agente desinfetante. Em particular, o efeito da concentração do agente desinfetante sobre a taxa desse processo determinará a combinação mais eficiente entre o tempo de contato e a concentração de desinfetante a utilizar.

Na desinfecção de esgotos com compostos de cloro, a concentração do desinfetante se altera com o tempo e, particularmente durante os momentos iniciais da aplicação do cloro, passa por transformações rápidas, desde a forma livre até as formas combinadas. Dessa forma, torna-se mais importante determinar a concentração de cloro residual do que a de cloro aplicado. Outros aspectos relevantes e que interferem no processo de desinfecção são:

- presença de sólidos no efluente, uma vez que estes podem proteger os microrganismos da ação do desinfetante. Infelizmente, poucos métodos encontram-se disponíveis para avaliar quantitativamente esse fenômeno;
- pH do efluente, já que a inativação de microrganismos aumenta com o decréscimo do pH, tanto para residuais de cloro livre como de cloro combinado;
- temperatura, uma vez que seu aumento também leva a taxa de inativação dos microrganismos.

Modelo de Chick-Watson

A análise de diversos dados de inativação de uma grande variedade de microrganismos pelo cloro livre e pelo cloro combinado indica que a equação combinada de Chick-Watson fornece uma descrição satisfatória do processo de desinfecção.

$$\frac{N}{N_0} = \exp \cdot \left(1 - k' \cdot C^n \cdot t\right) \qquad (4.4)$$

em que:

N_0 = concentração inicial de coliformes (NMP/100 ml);

N = concentração final de coliformes, (NMP/100 ml);

C = concentração de cloro residual ao final do tempo de contato t (mg/L);

t = tempo de contato (min.);
k' = constante de decaimento ($L^n mg^{-n}$ min^{-1});
n = coeficiente.

As Tabelas 4.3 e 4.4 apresentam valores da constante de decaimento k' e do coeficiente n para diferentes microrganismos e condições de desinfecção (pH, temperatura e tipo de cloro residual).

Modelo de Selleck-Collins (1970)

A desinfecção de esgotos por meio de cloração foi modelada por Selleck no ano de 1970 (White, 1999), a partir de estudos em escala piloto com efluentes de decantador primário. Posteriormente, a equação proposta foi confirmada por diversos outros autores. Relaciona a redução de coliformes com a concentração de cloro residual ao final do processo, sendo necessárias boas condições de mistura no ponto de aplicação e que não ocorram curtos-circuitos ao longo do tanque.

$$\frac{N}{N_0} = [1 + 0{,}23 \times C \times t]^{-3} \tag{4.5}$$

Ainda de acordo com White (1999), observando a operação de sistemas em escala real, pode-se considerar que boas condições de mistura ocorrem com gradiente de velocidade da ordem de 500 s^{-1} e tempo de contato maior ou igual a 30 minutos. Valores de tempo de contato superiores a 60 minutos, por outro lado, devem ser evitados no caso da desinfecção de esgotos com concentração de nitrogênio orgânico superior a 5,0 mg/L, tendo em vista que nessas condições as monocloraminas hidrolisadas podem se converter em organocloraminas com baixa capacidade germicida.

Esse modelo é um recurso interessante para o dimensionamento dos sistemas de cloração. Por exemplo, quando o objeto da desinfecção são efluentes primários, o valor de N_0 pode ser da ordem de 38 × 10^6/100 ml. Supondo que se deseja atingir o padrão de 10^3 NMP/100 ml para coliformes totais, tem-se:

$$\frac{10^3}{38 \times 10^6} = [1 + 0{,}23 \times C \times t]^{-3}$$

ou seja, C × t = 142. Para tempo de contato de 30 minutos, C = 4,73 mg/L ou, aproximadamente, 5 mg/L. Para garantir a provável demanda imediata (3 a 5 minutos) de cloro de 6 a 8 mg/L, mais a inativação ao longo do tanque de contato, com consumo de cloro estimado em 1,0 mg/L, a dosagem de cloro será de 5 + 8 + 1 = 14 mg/L.

Tabela 4.3 Parâmetros de Chick-Watson para inativação microbiológica com cloro livre.

Microrganismos	pH	Temperatura (°C)	k' ($L^n mg^{-n} min^{-1}$)	n
E. coli	8,5	20 a 25	30,6	1,46
	9,8	20 a 25	5,91	1,34
	10,7	20 a 25	1,30	0,79
Aerobacter aerogenes	7	20 a 25	$1,39 \times 10^4$	3,78
Pseudomonas	8,5	20 a 25	312	2,74
Pyocyanea	9,8	20 a 25	2,13	1,26
	10,7	20 a 25	0,74	0,71
Salmonella typhi	7,0	20 a 25	$8,15 \times 10^6$	4,07
	8,5	20 a 25	$2,45 \times 10^4$	1,78
Shigella dysenteriae	7,0	20 a 25	$9,07 \times 10^7$	4,92
Micrococcus pyogenes var. aureus	7,0	25	3,32	1,10
Bacillus metiens	6	20	0,0290	1,24
	7	20	0,0219	1,18
	8	20	0,0209	1,12
	9	20	0,0080	0,99
	9,35	20	0,0086	1,04
	10	20	0,0058	0,48
	12,86	20	0,0015	0,58
	10	30	0,0032	0,87
	10	35	0,0044	1,0
	10	50	0,0075	1,26
Poliovírus tipo I (Mahoney)	6	10	12,78	0,818
	6	20	30,12	0,615
	6	30	75,12	0,608

Fonte: Chernicharo *et al*. (2001), citando Usepa (1986).

Tabela 4.4 Parâmetros de Chick-Watson para inativação microbiológica com cloro combinado.

Microrganismos	pH	Temperatura (ºC)	k' ($L^n mg^{-n} min^{-1}$)	n
E. coli	7,0	35	0,084	1,39
	8,5	35	0,0109	1,52
	9,5	35	$2,48 \times 10^{-5}$	13,3
	6,5	20 a 25	0,483	1,07
	7,0	20 a 25	0,316	1,04
	7,8	20 a 25	0,193	1,18
	8,5	20 a 25	0,0854	1,125
	9,5	20 a 25	0,049	1,37
	10,5	20 a 25	0,0125	2,27
Aerobacter aerogenes	6,5	20 a 25	0,363	1,19
	7,0	20 a 25	0,241	1,35
	7,8	20 a 25	0,095	1,18
	8,5	20 a 25	0,0715	0,917
	9,5	20 a 25	0,0358	1,16
	10,5	20 a 25	0,00809	1,7
Shigella dysenteriae	6,5	20 a 25	0,821	1,3
	7,0	20 a 25	0,55	1,15
	7,8	20 a 25	0,341	1,32
	8,5	20 a 25	0,151	1,02
	9,5	20 a 25	0,064	0,995
	10,5	20 a 25	0,0301	1,52
Salmonella typhi	7,0	2 a 6	0,0902	1,32
	8,5	2 a 6	0,0182	1,67
	9,5	2 a 6	$6,8 \times 10^{-4}$	6,26
	6,5	20 a 25	0,491	1,13
	7,0	20 a 25	0,290	1,84
	7,8	20 a 25	0,211	1,07
	8,5	20 a 25	0,113	1,16
	9.5	20 a 25	0,0417	0,878
Pseudomonas pyocyanus	6,5	20 a 25	0,44	1,27
	7,0	20 a 25	0,301	1,44
	7,8	20 a 25	0,174	1,55
	8,5	20 a 25	0,102	1,01
	9,5	20 a 25	0,0483	1,05

Fonte: Chernicharo *et al*. (2001), citando Usepa (1986).

No caso de efluentes secundários, a concentração média de coliformes pode ser estimada em $2,0 \times 10^6$ NMP/100 ml. Considerando a necessidade de redução para 23 NMP/100 ml, pode-se calcular $C \times t = 188$. Adotado o tempo de contato de 45 minutos, tem-se C = 4,2 mg/L. Considerando, ainda, 5,0 mg/L de demanda imediata e necessidade de 1,5 mg/L de residual para garantir o decaimento ao longo do tanque, a dosagem necessária será de 5,0 + 1,5 + 4,2 = 10,7 mg/L ou, aproximadamente, 11 mg/L.

No caso de um efluente filtrado (terciário), o processo de desinfecção dependerá do fato de ter ou não aplicado coagulação, floculação e sedimentação antes da filtração. Se positivo, como é o caso de sistemas de reúso de água, o N_0 de tais efluentes deverá estar compreendido entre 3.000 e 10.000 NMP/100 ml de coliformes totais. Considerando N_0 = 10.000 e N = 2,2 NMP/100 ml, pode-se calcular C = 2,25 mg/L para t = 30 minutos. Nessas condições, os efluentes deverão requerer dosagens de cloro de 5 a 7 mg/L. Um efluente filtrado com coagulação química prévia, mas sem sedimentação, possui concentração de coliformes significativamente superior, da ordem de 50.000 NMP/100 ml. Nesse caso, considerando N = 2,2 NMP/100 ml, obtém-se C = 3,96 mg/L para t = 30 minutos, quase o dobro do valor calculado anteriormente.

Modelo de Selleck-Collins

Esse modelo representa um refinamento do anterior, sendo descrito pela equação:

$$\frac{N}{N_0} = \left(R \times {}^{t}\!/_{b}\right)^{-n} \tag{4.6}$$

em que:

R = concentração de cloro residual ao final do tempo de contato t (mg/L);

b = ponto em que a reta intercepta o eixo x quando $N/N_0 = 1$ ou $\log (N/N_0) = 0$ (b é chamado de tempo de retardamento do decaimento bacteriano, que não ocorre até quando $Rt > b$);

n = declividade da reta.

Um modo fácil de utilizar essa equação é lançar em gráfico os valores dos logaritmos em papel aritmético, $\text{Log}(N/N_0)$ no eixo y e Log (Rt) no eixo x. Examinando a equação, observa-se que quando $N = N_0$ não há decaimento: N deve ser menor que N_0 para que haja decaimento. Quando não há, $N/N_0 = 1$ e Log 1 = 0. Assim, a reta inicia-se em zero no eixo y. Quando RT = b, RT/b = 1 e $N/N_0 = (1)^{-n}$. Portanto, b é determinado quando a curva de regressão intercepta o eixo x. Se essa equação for lançada em papel log–log, a curva interceptará o eixo y em 1,0, mas, em papel aritmético, interceptará em zero, porque Log 1 = 0. O ponto em que a reta intercepta o eixo y é o ponto em que Log Rt = Log b. Cada ponto da curva à direita representa $Rt > b$.

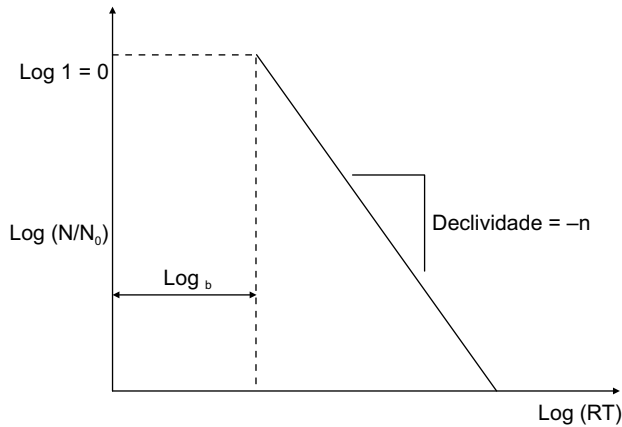



Figura 4.2 Gráfico do modelo de Selleck-Collins para a cloração. *Fonte*: White (1999).

Quando não se têm dados para obtenção da curva, sugere-se b = 4 para coliformes totais e b = 3 para coliformes fecais. Usando esses valores e com n = –3, a Equação 4.8 torna-se idêntica à Equação 4.7, em que C = R. A inserção do "1" nessa última equação é para forçar a curva de regressão a uma linha reta para baixos valores de decaimento bacteriano.

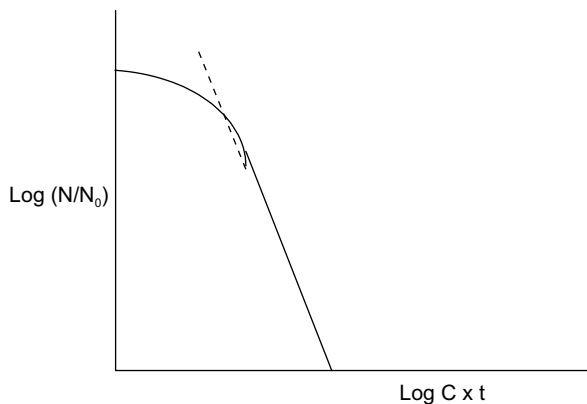



Figura 4.3 Resolução do modelo de Selleck-Colins para a cloração. *Fonte*: White (1999).

Demanda

Dosagens de cloro requeridas

As dosagens de cloro requeridas para a desinfecção dependem de uma série de fatores, notadamente das características do esgoto. Nesse sentido, usualmente são

desenvolvidos estudos de laboratório para determinar as concentrações ótimas de cloro, a fim de atingir uma determinada eficiência de desinfecção. Na Tabela 4.5 são apresentadas as dosagens típicas de cloro necessárias para desinfecção de esgotos brutos e tratados em diferentes eficiências.

Tabela 4.5 Dosagens típicas de cloro para desinfecção de esgotos brutos e tratados, para Padrão de Lançamento de 1.000 NMP/100 ml de coliformes fecais.

Aplicação	Cloro e seus compostos (a)	Hipoclorito (mg/L)	Dióxido de cloro (mg/L)
		PROSAB 3	PROSAB 3
Esgoto bruto (pré-cloração)	15 a 40	–	–
Efluente primário	10 a 30	–	–
Efluente de tratamento físico-químico	4 a 8	–	–
Efluente anaeróbio	–	6 a 13	–
Efluente de filtros biológicos percoladores	3 a 10	4 a 9	–
Efluente de lodos ativados	2 a 10	6 a 13	2 a 4
Efluente de lagoa de estabilização	–	6 a 13	4,5
Efluente filtrado (após tratamento em lodos ativados)	1 a 5	–	–
Efluente de tratamento físico-químico (após tratamento anaeróbio)	–	–	3 a 5

Fonte: (a) Metcalf & Eddy (2003).

A determinação da dosagem de cloro e o projeto das instalações de desinfecção dependem das metas a serem atingidas, em função das diretrizes estabelecidas pela legislação ambiental. O sistema de desinfecção pode ser projetado em função do residual de cloro livre a ser mantido no efluente final ou em função do número máximo de organismos indicadores (usualmente coliformes fecais) admitido para o efluente final. Qualquer que seja o caso, testes de laboratório são uma ferramenta importante para determinar a concentração de cloro requerida. Na ausência de dados mais específicos, devem ser utilizados os limites superiores das dosagens recomendadas na Tabela 4.5, a fim de dimensionar os equipamentos de desinfecção. As dosagens obtidas no âmbito do PROSAB 3 são detalhadas na Tabela 4.16.

Dosagem de dióxido de cloro requerida

O dióxido de cloro (ClO_2) é um agente ativo como bactericida em menos de 48 horas e tem possibilidade de um longo período de eficácia se comparado ao cloro (Cl_2). A adição de dióxido de cloro nessa fase assegura o controle da redução de bactérias no fornecimento de água potável, por exemplo.

Aplicações incluem a remoção da cor de determinadas águas ou o controle do potencial de nitrificação em sistemas de fornecimento, que resultam no uso prolongado de cloraminas em elevadas condições de temperatura, podendo ser utilizado no controle de cor e odor e na oxidação de compostos inorgânicos como ferro ou manganês.

Na Tabela 4.6 são apresentados alguns efeitos decorrentes da aplicação do dióxido de cloro na presença de alguns constituintes.

Tabela 4.6 Efeito decorrentes do dióxido de cloro no tratamento de água.

Constituintes	Reação
Orgânicos sintéticos e naturais	Pode reagir para formar o clorito (ClO_2^-)
Ferro e manganês	Oxidação
Cor	Remoção
THM	Minimização
Orgânicos	Oxidação
Fenóis	Reações para formar fenóis clorados e quinonas

Fonte: Richardon *et al.* (1994).

Como foi propriamente citado, o dióxido de cloro oxida o ferro e o manganês; as reações envolvidas são as seguintes:

$$ClO_2 + 5\ Fe(HCO)^{2-} + 3\ H_2O \rightarrow 5\ Fe(OH)_3 + 10\ CO_2 + Cl^- + H^+ \quad (4.7)$$

$$2\ ClO_2 + 5\ Mn^{++} + 6\ H_2O \rightarrow 5\ MnO_2 + 12\ H^+ + 2\ Cl^- \quad (4.8)$$

As reações anteriores são favorecidas em condições alcalinas. O dióxido de cloro também tem sido usado para eliminação de bactérias do ferro, pois o cloro livre, mesmo com teor residual acima de 5 mg/L, não tem sido eficiente (Di Bernardo, 1993).

Portanto, os melhores desinfetantes podem alcançar a mais eficiente desinfecção pelo menor produto "C × t", podendo assegurar adequada desinfecção sob várias condições de operação, como fluxos elevados e temperaturas baixas. Os valores de "C × t" (mg/L × min) estão em função de desinfetantes diferentes, temperatura e

pH. Os valores "C × t" do dióxido de (ClO_2) estão entre o cloro livre (Cl) e o ozônio (O_3), de acordo com a Tabela 4.7.

Tabela 4.7 Lista dos intervalos "C × t" de produtos, na inativação de vários microrganismos por alguns desinfetantes.

Microrganismo	Cloro (pH 6-7)	Cloraminas (pH 8-9)	Dióxido de cloro (pH 6-7)	Ozônio (pH 6-7)
E. coli	0,034-0,05	95-180	0,4-0,75	0,02
Poliovírus	1,1-2,5	768-3.740	0,2-6,7	0,1-0,2
Cistos de *G. muris*	30-630	1.400	7,2-18,5	1,8-2,0
Cistos de *G. lamblia*	47-150	2.200**	26**	0,5-0,6

Nota: ** 99,99% de inativação no pH = 6-9; 90,00% de inativação no pH = 7,0.
Fonte: Langlais *et al*. (1991), citando Hoff (1987).

Descloração

O impacto do cloro livre ou combinado em corpos d'água, resultante da desinfecção de efluentes, tem sido controlado por padrões ambientais. Pelas regras da Resolução Conama 20, o padrão ambiental é de 0,020 mg/L de cloro livre ou combinado para proteção da vida aquática. Nos Estados Unidos, 47% dos sistemas de tratamento de efluentes praticam a descloração com compostos químicos, sendo os principais: dióxido de enxofre (62%), sulfito de sódio (27%), sulfito de sódio (3%), metabissulfito de sódio (3%) e tiossulfato de sódio (2%). Outros compostos testados são sulfitos amoniacais. Para a descloração do cloro livre (Cl_2), pode-se, também, empregar carvão ativado e peróxido de hidrogênio, com a vantagem de controlar odores. A Tabela 4.8 mostra características e dosagens dos principais agentes desclorantes.

Tabela 4.8 Principais agentes desclorantes e dosagens.

Agente desclorante		Dosagem (mg/mg/L Cl_2 residual)	
Nome	**Fórmula**	**Razão estequeométrica**	**Faixa de uso**
Dióxido de enxofre	SO_2	0,903	1,0-1,2
Sulfito de sódio	Na_2SO_3	1,775	1,8-2,0
Bissulfito de sódio	$NaHSO_3$	1,465	1,5- ,7
Metabissulfito de sódio	$Na_2S_2O_5$	1,338	1,4-1,6
Tiossulfato de sódio	$Na_2S_2O_3$	0,556	0,6-0,9

Compostos reduzidos, como sulfetos, íon ferroso, íon manganoso, nitritos, etc., também exercem demanda sobre o cloro livre, indiretamente desclorando o efluente.

Muitos dos agentes desclorantes, principalmente SO_2 e sulfitos, podem provocar irritação no trato respiratório superior e alguma neurotoxicidade a altas concentrações inaladas. A Tabela 4.9 apresenta alguns critérios e parâmetros típicos utilizados para a descloração com dióxido de enxofre.

Tabela 4.9 Critérios e parâmetros de projeto típicos para utilização de dióxido de enxofre em unidades de descloração.

Aplicação	Unidade	Valores	
		Faixa	Típicos
Dosagem	$mgSO_2$/L por mg/L de cloro residual		
– para vazão média		1,0 a 1,6	1,3
– para vazão máxima		2,0 a 5,0	4,0
Tempo de contato para mistura rápida	segundo		
– para vazão máxima	–	–	45
Taxa de retirada de gás			
– de recipientes de 150 libras	–	–	30
– de recipientes de 2.000 libras	–	–	370

Fonte: Chernicharo *et al*. (2001), citando Metcalf & Eddy (1991); WEF (1992).

Pesquisas realizadas pelo IPH/UFRGS, em quatro efluentes biologicamente tratados, desinfetados com hipoclorito de sódio gerado *in loco*, desclorados com metabissulfito de sódio, mostraram que as doses residuais de cloro livre e combinado são zeradas na razão 1:1, em tempos inferiores a 30 minutos, sem prejuízo da desinfecção imediata. Se os efluentes são armazenados para reúso, os dados indicam que, em função da maior ou menor presença de sólidos no efluente desinfetado e desclorado, há recrescimento de indicadores patogênicos em tempos tão curtos quanto 24 horas. A descloração removeu a toxicidade.

Aspectos relativos à tecnologia

Inserção no fluxograma de ETEs

A desinfecção por cloração está situada no final do tratamento secundário. Um fluxograma típico de aplicação do cloro e de controle de dosagens é apresentado na Figura 4.4. Como se observa, apesar da provável localização de um medidor de vazão (Calha Parshall) na entrada da ETE, outro foi localizado antes do tanque de contato. O mesmo emite sinal de controle para o dosador de cloro (clorador) e para o dosador de dióxido de enxofre (desclorador), caso especificado. O citado fluxograma previu uma das possibilidades de uso do cloro, aqui, na forma original de gás.

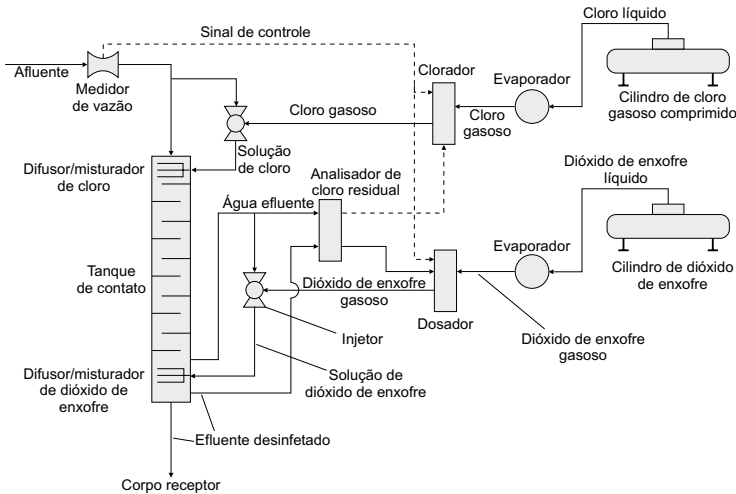



Figura 4.4 Fluxograma de um sistema de cloração e de descloração com aplicação de dióxido de enxofre. *Fonte*: Chernicharo *et al*. (2001), citando Metcalf & Eddy (1991).

A aplicação do dióxido de cloro se dá com idêntico fluxograma, lembrando que o mesmo é gerado *in loco* a partir de reações controladas. Na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Cambuí da Sanepar, localizada em Campo Largo, PR, é aplicado o dióxido de cloro após um sistema de tratamento que inclui reatores anaeróbios tipo RALF e floculação–flotação por ar dissolvido (Figura 4.5).

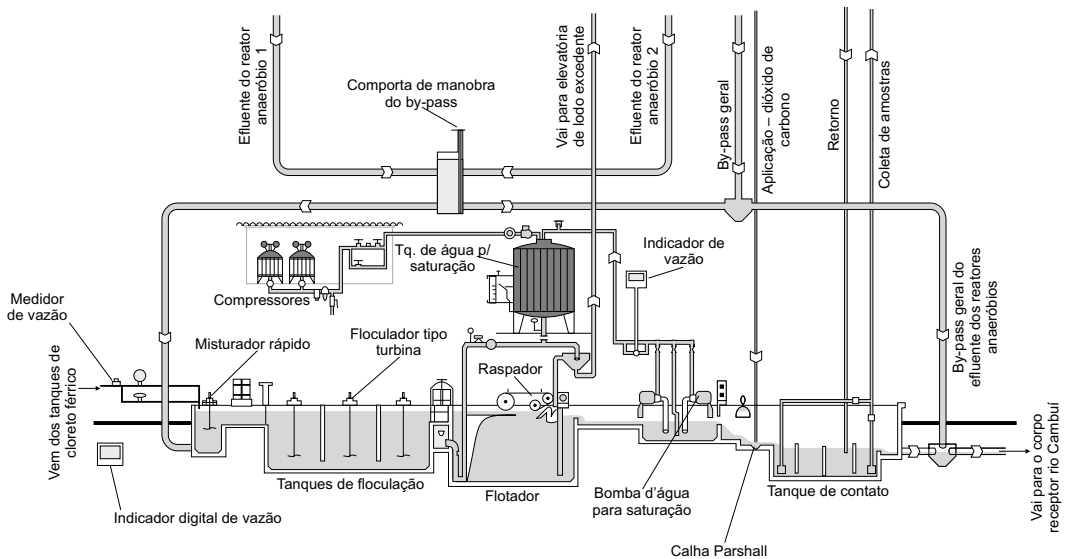



Figura 4.5 ETE Cambuí: fluxograma dos processos de floculação, flotação e desinfecção.

Produção do desinfetante

Desinfecção com misturas oxidantes geradas *in loco*

A geração *in loco* de desinfetantes tem sido preconizada para pequenas instalações de tratamento de água e efluentes, por várias vantagens; dentre as principais estão sua portabilidade, por empregar poucos ou nenhum reagente químico, e sua simples operação. Processos eletrolíticos empregando cloreto de sódio, abertos ou fechados, podem produzir hipoclorito, cloratos, cloritos e, em menor escala, ozônio, dióxido de cloro, *singlets* de oxigênio, vapor d'água, além de excesso de hidrogênio e outros gases reduzidos.

Se um hipoclorador for do tipo aberto, perdem-se, por volatilização, os gases ozônio, *singlets* de oxigênio, hidrogênio, além de outros gases da eletrólise (veja Figura 4.6). Se um hipoclorador for fechado, produzem-se e empregam-se apenas os oxidantes gasosos, chamando o desinfetante de: misturas de gases oxidantes gerados no local de uso (MOGGOD ou MIOX).

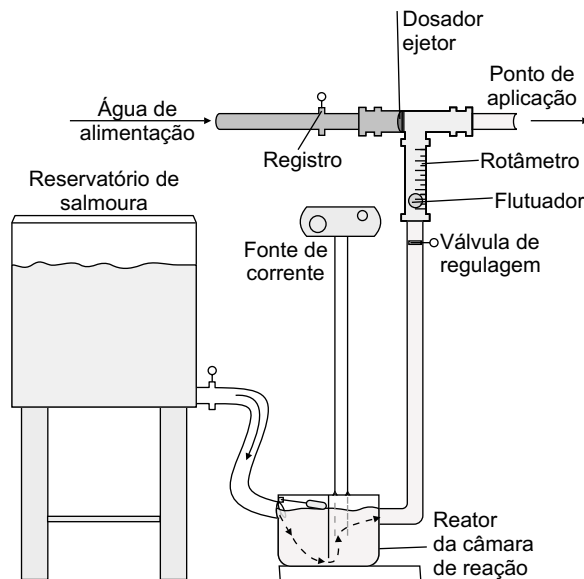



Figura 4.6 Gerador de misturas oxidantes. *Fonte*: Hidrogeron do Brasil.

Segundo a literatura (Reimers *et al*., 2000), é possível obter eficiências de remoção de até 5 unidades log de bactérias patogênicas e até 2,2 unidades log de remoção de *Cryptosporidium parvum*, melhor que o cloro gasoso, em 1 hora, sob condições de laboratório. Pesquisas realizadas por De Luca & Reggio (2003), com efluentes tratados de quatro estações de processos biológicos diversificados, revelam que o desinfetante

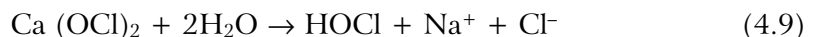
produzido por um hipoclorador aberto tem eficiência de inativação semelhante ao MOGGOD, para bactérias e protozoários patógenos.

Ultimamente, processos de geração catalítica de gases oxidantes, que não empregam salmoura, têm sido desenvolvidos (Purizer), clamando-se, também, a geração de *singlets* de oxigênio, ozônio, radicais hidroxilas e vapor d'água sem componentes clorados. A ação desses oxidantes gasosos, a exemplo de outros desinfetantes, se daria por ataque a ligações duplas; reação com fosfolipídios e lipoproteínas externas às células, como nas salmonelas; degradação das funções celulares e do ADN; e inativação de vírus. A vantagem deste último processo em relação à eletrólise salina seria a não formação de trihalometanos. No entanto, a presença de halogênios no efluente pode conduzir a bromatos e ácidos acéticos. A eficiência desinfetante é semelhante aos demais processos, sem a salinização e o alto pH que acompanha o hipoclorito (caso altas dosagens de desinfeção do efluente tratado sejam necessárias). Segundo dados de fabricantes, foram obtidas até 3,6 unidades log de redução de *Cryptosporidium* sp., em 12 horas, sob condições controladas de laboratório. Esses equipamentos têm sido empregados por forças armadas, ETAs e ETEs no processamento de alimentos, para torres de resfriamento, em piscinas comunitárias, etc. O custo unitário total de desinfecção por processos de geração no local de uso varia entre US$ 0,01 e US$ 0,03/m^3 de água tratada.

Clorador de pastilhas

1. Descrição: o clorador de pastilhas consiste em um dispositivo simples, confeccionado de materiais resistentes à corrosão química, que promove a abrasão de pastilhas de hipoclorito de cálcio armazenadas em seu interior pela passagem de água ou líquido a ser tratado, formando a solução clorada que será aplicada ao efluente a ser desinfetado.

2. Hipoclorito de cálcio: resulta da dissolução de gás cloro em uma solução de óxido de cálcio e hidróxido de sódio, na forma precipitada. A reação entre hipoclorito de cálcio e a água é mostrada na Equação 4.9.

$$Ca\ (OCl)_2 + 2H_2O \rightarrow HOCl + Na^+ + Cl^- \qquad (4.9)$$

A Equação 4.11 mostra que a aplicação de hipoclorito de cálcio na água também produz ácido hipocloroso, semelhantemente à hidrólise do gás cloro. Da mesma forma que a solução de hipoclorito de sódio, a adição de hipoclorito de cálcio libera íons hidroxila, os quais aumentarão o valor do pH da água.

Para produzir o hipoclorito de cálcio, o ácido hipocloroso é gerado adicionando-se monóxido de cloro à água, para, então, neutralizar a solução com uma pasta de cal, criando uma solução de hipoclorito de cálcio. A água é removida da solução, levando

à formação de hipoclorito de cálcio granulado. Geralmente, o produto final contém até 70% de cloro disponível e de 4% a 6% de cal.

Pastilhas de hipoclorito de cálcio, com 60% de cloro ativo, têm sido testadas com grande eficiência na desinfecção. A eficiência média de desinfecção para coliformes fecais pode ser de 6 log e, para coliformes totais, pode variar entre 5 e 7 log. Apesar de as pastilhas fornecerem cloro para o efluente em tratamento por volta de 10 a 15 horas, há grande dificuldade em manter a dosagem constante, porém esse problema não é verificado em aplicações por batelada.

3. Clorador: seu funcionamento consiste em forçar a passagem de líquido sob vazão adequada sobre pastilhas de hipoclorito de cálcio, a fim de provocar o desgaste e a diluição, formando a solução clorada que é aplicada no processo. O modelo básico é constituído de um tubo com fendas dentro do qual são colocadas as pastilhas de hipoclorito de cálcio. As fendas permitem a passagem de líquido ao redor das pastilhas, levando à abrasão do material e arrastando partículas do composto que, diluídas, formarão a solução clorada. Esse tubo com fendas contendo as pastilhas fica inserido em outro tubo de dimensões maiores contendo a entrada do líquido e a saída de solução clorada. Normalmente, o clorador é confeccionado em PVC, material resistente à ação corrosiva de compostos de cloro.

4. Controle de dosagem: externamente ao clorador há uma válvula de controle na entrada do dispositivo cuja função é regular a vazão de entrada de líquido. A vazão de entrada controla diretamente o desgaste das pastilhas e, por conseqüência, a taxa de formação de solução clorada. Observa-se que a formação de solução clorada é diretamente proporcional à área exposta das pastilhas, a qual diminui conforme as mesmas se desgastam, obrigando vazão maior para manter uma taxa constante de solução clorada e o residual de cloro no processo. Se o líquido que desgasta as pastilhas for retirado do processo, será necessário o controle simultâneo da vazão de solução clorada e do processo para o controle de residual de cloro. Essa variabilidade constitui uma desvantagem para utilização das pastilhas cloradas, muitas vezes obrigando à utilização de controles automáticos e analisadores de processo interligados.

Produção do dióxido de cloro

Segundo Di Bernardo (1993), devido ao perigo de explosão, o dióxido de cloro deve ser produzido no local de uso. Em estações de tratamento de água ou esgoto o dióxido de cloro (ClO_2) é produzido em um reator a partir da solução de clorito de sódio ($NaClO_2$). Pode-se representar sua produção a partir do ácido clorídrico e do gás cloro, conforme Figuras 4.7 e 4.8.

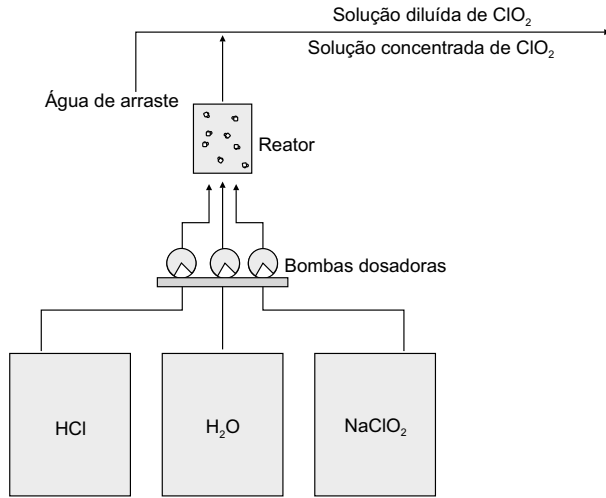



Figura 4.7 Produção de dióxido de cloro a partir do ácido clorídrico.

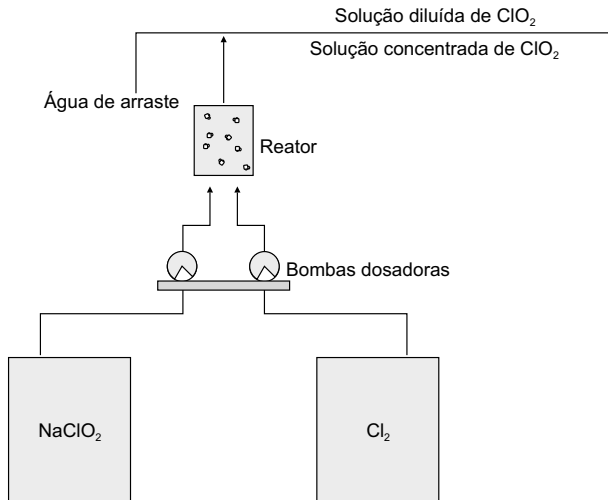
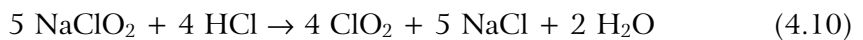
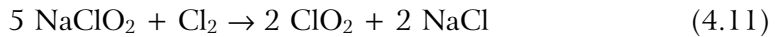



Figura 4.8 Produção de dióxido de cloro a partir do gás cloro.

As reações envolvidas no interior do reator podem ser realizadas da seguinte forma:

a) produção de dióxido de cloro via ácido clorídrico dosado, 300% em excesso:

$$5\ NaClO_2 + 4\ HCl \rightarrow 4\ ClO_2 + 5\ NaCl + 2\ H_2O \qquad (4.10)$$

b) produção de dióxido de cloro via gás cloro:

$$5\ NaClO_2 + Cl_2 \rightarrow 2\ ClO_2 + 2\ NaCl \qquad (4.11)$$

Outro processo patenteado para a produção de dióxido de cloro é disponível a partir do clorato de sódio, do peróxido de hidrogênio e de estabilizadores:

$$NaClO_3 + \frac{1}{2}\ H_2O_2 + \frac{1}{2}\ H_2SO_4 \rightarrow ClO_2 + \frac{1}{2}\ Na_2SO_4 + H_2O \qquad (4.12)$$

Aspectos construtivos

Mistura

O grau de mistura no ponto de aplicação do desinfetante tem efeito pronunciado sobre a taxa inicial de inativação de diversos microrganismos, sendo recomendado, portanto, elevados gradientes de mistura (acima de 500 s^{-1}) e suficientes tempos de contato (usualmente da ordem de 1 a 15 segundos).

A solução de cloro deve ser injetada por meio de um difusor, de modo a garantir distribuição uniforme junto ao fluxo de esgotos. Em sua forma mais simples, o difusor pode ser constituído de um tubo plástico perfurado (Jordão & Pessoa, 1995). Há diversas opções de sistemas de mistura utilizando dispositivos mecânicos, canais ou condutos com escoamento em regime turbulento, podendo-se destacar os seguintes (Chernicharo *et al.*, 2001, citando Usepa, 1996):

- *Difusor em tubulação*: colocado no interior de uma tubulação, onde o efluente escoa à seção plena e em regime turbulento.
- *Estrutura hidráulica submersa*: na qual se induz uma zona turbulenta no ponto de aplicação da solução de cloro. Duas configurações são usualmente utilizadas: vertedor submerso e ressalto hidráulico.
- *Misturador mecânico*: instalado em uma pequena câmara de mistura com reduzido tempo de residência, preferencialmente da ordem de 1 segundo, ou menos, e gradiente de mistura variando entre 1.500 e 3.000 s^{-1} (Chernicharo *et al.*, 2001, citando Metcalf & Eddy, 1991). A utilização de misturadores mecânicos é particularmente importante nas estações que requerem baixas concentrações de coliformes fecais no efluente final.

No caso de misturadores mecânicos, o gradiente de mistura (G) pode ser calculado por:

$$P = \mu \times V \times G^2 \qquad (4.13)$$

em que:

P = potência dissipada na mistura (kgf.m/s);

μ = viscosidade cinemática do esgoto (kgf.s/m²);

V = volume do tanque de mistura rápida (m³);

G = gradiente de mistura no tanque de mistura rápida (s^{-1}).

Para qualquer sistema de mistura adotado, é importante que o mesmo propicie o maior contato ou a maior homogeneização possível da solução gasosa com o efluente a ser desinfetado. De outra forma, parte do cloro gasoso pode ser perdido, podendo, assim, comprometer a eficiência da desinfecção e aumentar os custos operacionais da instalação (veja a Figura 4.9).

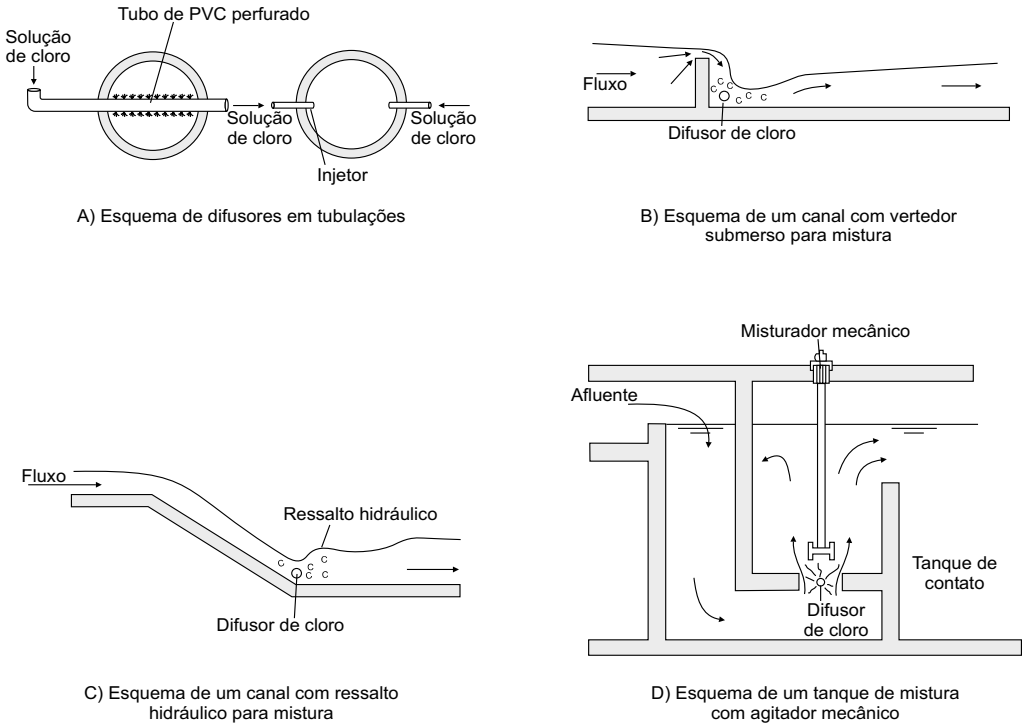



Figura 4.9 Exemplos de dispositivos de adição e mistura de cloro. *Fonte*: Chernicharo *et al*. (2001), adaptado de Usepa (1986) e Metcalf & Eddy (1991).

Formas de aplicação e dosagem

O cloro para desinfecção pode ser utilizado nas formas líquida, sólida ou gasosa. A aplicação na forma sólida foi apresentada na seção *Produção do desinfetante*.

A aplicação de solução aquosa de hipoclorito pode se dar por meio de bombas dosadoras ou de hidroejetores. A aplicação do gás cloro, tipo direto, é recomendada para locais onde não há água sob pressão para operar o injetor. A pressão do gás proveniente do cilindro é reduzida e o mesmo é enviado ao ponto de aplicação sob pressão, após a quantidade de gás ser medida.

O dióxido de cloro geralmente é aplicado por meio de solução aquosa, utilizando água de arraste, em vazão que pode variar de 0,5 a 3 m³/h (Figura 4.10), em função da capacidade do equipamento.

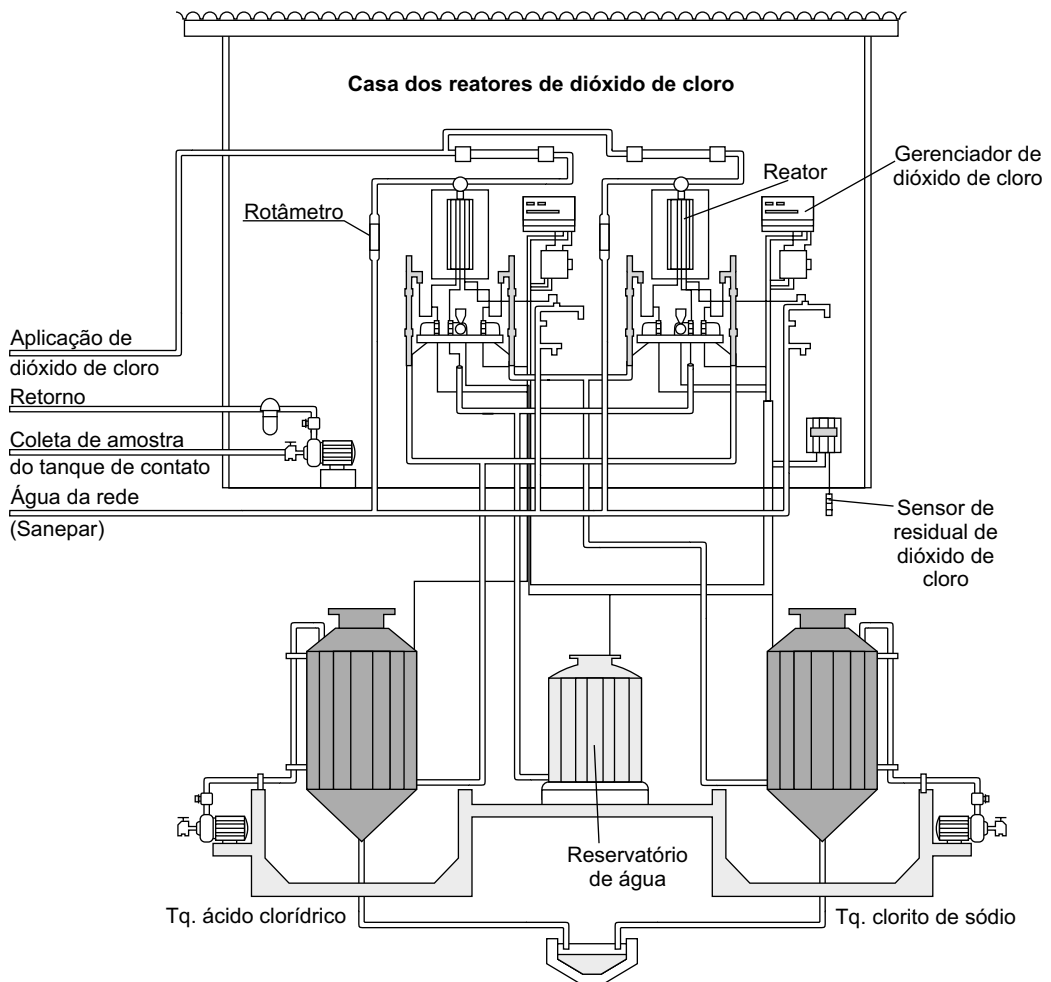



Figura 4.10 Fluxograma do processo de produção de dióxido de cloro *in loco* (ETE Cambuí, Campo Largo, PR). *Fonte*: Jürgemsen (1999).

Os equipamentos de dosagem e mistura, tanques de mistura e câmaras de contato dos agentes desclorantes são semelhantes aos da desinfecção com cloro e seus compostos, sejam gasosos, líquidos ou sólidos. Misturadores indutores, difusores nas tubulações, ressaltos hidráulicos e câmaras de contato comumente são empregados. Para boa mistura é essencial um número de Reynolds mínimo de 1,9 × 104 para canalizações e entre 4,5 e 9,0 para canais abertos. (Metcalf & Eddy, 2003).

Controle da dosagem

O controle da dosagem da solução de hipoclorito pode se dar com a regulagem manual de bombas dosadoras e com a intervenção do operador. Modernamente pode-se contar com o auxílio de sistemas de controle por microprocessador (sistema gerenciador). Quando o sistema está trabalhando de forma automática, proporcional à vazão, é exigida a instalação de um medidor de vazão que informa ao microprocessador a necessidade de manter, aumentar ou diminuir a produção de dióxido. Sensores de residual de cloro livre ou dióxido, recebendo amostras do esgoto efluente do tanque de contato, também podem ser interligados ao processador, a fim de garantir o residual preestabelecido, como, por exemplo, 0,3 mg/L (Figura 4.11).

Os medidores de vazão são submetidos à interferência da espuma que se forma na região do ressalto hidráulico da Calha Parshall. Os sensores de residual, por sua vez, devem ser mantidos regularmente, principalmente quanto à limpeza, à troca de membranas e à calibração.

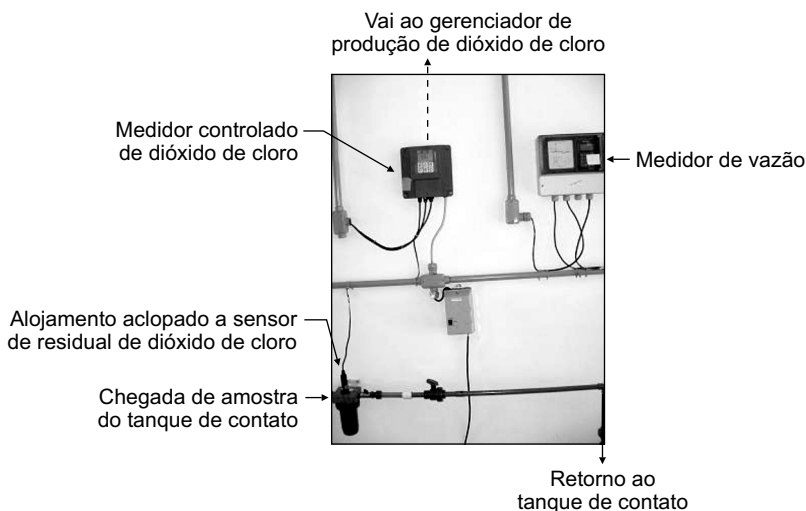



Figura 4.11 Controle da dosagem de dióxido de cloro (ETE Cambuí, Campo Largo, PR).

Tanque de contato

A função desse tanque é garantir um tempo suficiente de permanência do esgoto em contato com o cloro, a fim de possibilitar adequada desinfecção. Para tal, pelo menos 80% a 90% do esgoto deve ficar retido no tanque de contato por um determinado intervalo de tempo. A melhor forma de conseguir isso é pelo uso de tanques com regime de escoamento de fluxo pistão (*plug flow*). Esses tanques devem apresentar relações comprimento:largura de ao menos 10:1 e, preferencialmente, da

ordem de 40:1, a fim de minimizar a ocorrência de curto-circuito (Figuras 4.12 e 4.13). Garantidas essas condições, o volume do tanque de contato pode ser calculado da seguinte forma:

$$V = Q_{méd} \times t \qquad (4.14)$$

em que:

V = volume do tanque de contato (m^3);
$Q_{méd}$ = vazão média afluente ao tanque de contato (m^3/min);
t = tempo de contato (min).

O tempo de contato é o parâmetro fundamental para dimensionar o volume do tanque de contato, sendo normalmente adotados valores entre 15 e 45 minutos, garantindo um tempo mínimo de 15 minutos para as condições de vazão máxima. Para a descloração, quando é providenciada uma boa mistura, podem ser adotados tempos tão baixos quanto 1 minuto, para desclorantes gasosos ou líquidos.

No projeto do tanque de contato deve-se garantir, ainda, a manutenção de velocidades horizontais para as condições de vazões mínimas, suficientes para evitar a deposição de sólidos no fundo do reator. Essas velocidades horizontais mínimas devem ser da ordem de 3,0 a 7,5 cm/s. De qualquer forma, o projeto deve prever descargas de fundo para possibilitar a "limpeza" do tanque.

Nos casos em que o lançamento final do efluente da estação é feito por meio de longos emissários, nos quais o esgoto apresenta tempos de percurso superiores aos tempos de contato requeridos para desinfecção, pode ser possível eliminar a construção do tanque de contato.

Figura 4.12 Tanque de contato com chicanas (ETE Cambuí, Campo Largo, PR).

Figura 4.13 Tanque de contato com regime de escoamento de fluxo pistão (ETE Caçadores, Cambé, PR).

Armazenamento dos produtos químicos

Hipoclorito de cálcio

Esse produto, a que se dá o nome de *cal clorada*, apresenta-se como um pó branco seco, com porcentagem relativamente elevada de cal livre. Mantendo-o livre de umidade, sua durabilidade é relativamente longa. Quando se umedece, libera cloro de forma mais ou menos intensa. Em contato com calor, ácidos, combustíveis orgânicos ou materiais oxidáveis, pode provocar incêndio.

O material é fornecido em tambores de madeira ou papelão. Deve ser armazenado em local seco e separado de outros produtos químicos, principalmente daqueles que poderiam facilitar seu umedecimento ou combinar-se com ele. Para utilização, é dissolvido em água, sendo a dosagem feita por via úmida. A presença de certa concentração de cal torna a solução incrustante, afetando o funcionamento de bombas dosadoras (Manfrini, 1987).

Hipoclorito de sódio

Apresenta-se como solução, fornecida em recipientes plásticos de 60 kg, cujo conteúdo é, às vezes, diluído em tanques maiores, obtendo uma solução que é, então, dosada. Esse produto também pode ser fornecido em carros-tanque de 6, 12 ou 24 toneladas (Di Bernardo, 1993). A perda de cloro disponível é tanto maior quanto maior for a concentração inicial. A solução é razoavelmente instável e se deteriora rapidamente. Essa deterioração pode ser reduzida por processo de fabricação mais cuidadoso e controle da alcalinidade. A maior estabilidade é obtida quando o pH está próximo a 11 e não apresenta cátions de metais pesados. O armazenamento deve ser feito em temperatura inferior a 30ºC, pois acima dessa temperatura a decomposição cresce rapidamente. O armazenamento em área escura e temperatura não muito elevada reduz grandemente a taxa de deterioração. De qualquer forma, a

vida da solução é limitada de 60 a 90 dias. Apresenta grande facilidade de dosagem, a qual pode ser feita a partir da solução original (Manfrini, 1987).

Cloro gasoso

O cloro é fornecido em cilindro de aço, onde se encontra parcialmente liquefeito. A pressão do cloro gasoso, presente na parte superior do cilindro, é a pressão de vapor correspondente à temperatura em que o cloro se encontra.

Há no mercado cilindros com capacidade de 54, 68 e 900 kg, este último comumente denominado cilindro de tonelada.

Os cilindros de 54 e 68 kg são usados na posição vertical e, para isso, uma de suas extremidades permite apoio e equilíbrio no solo. Na outra extremidade ficam localizadas a válvula para retirada de cloro e uma válvula de segurança.

Os cilindros de 900 kg são utilizados na posição horizontal. O fechamento das bases do cilindro é feito mediante calotas convexas que formam uma reentrância, utilizada para abrigar as válvulas de segurança e de saída do cloro.

O armazenamento de cilindros de cloro deve ser feito em local ao abrigo do calor ou da incidência de raios solares que poderão aquecer os cilindros acima do limite permitido por suas válvulas de segurança. Por essa razão, se eventualmente tiverem de ficar armazenados em áreas externas, é necessário prover uma cobertura, ainda que leve, a fim de evitar que fiquem submetidos aos raios diretos do sol.

Convém armazenar os cilindros em área seca, reduzindo o ataque a suas paredes pela umidade presente. Caso a área seja úmida, ocorrendo escape de pequenas quantidades de cloro, será formado ácido clorídrico, que poderá atacar violentamente as paredes do cilindro.

O armazenamento não pode ser feito próximo a metais finamente divididos, à amônia ou a qualquer material combustível, a fim de afastar, nesse caso, o perigo de incêndio.

A área de armazenamento deve ser ventilada e não dar saída direta para escadas descendentes ou poços de elevadores.

O armazenamento deve ser efetuado de modo a manter um espaço razoável entre cada cilindro para facilitar a pesquisa de eventuais fugas de cloro e os trabalhos de emergência em cilindro defeituoso.

Os cilindros de toneladas são armazenados horizontalmente, formando uma única camada. São colocados sobre duas vigas, afastadas do piso, reduzindo seu contato com a umidade que aí poderá existir. Nas vigas devem existir calços, a fim de impedir

que os cilindros rolem. Sua movimentação é feita mediante talha elétrica presa a uma monovia (Manfrini, 1987).

Clorito de sódio

É fornecido em escamas acondicionadas em tambores de aço. Apresenta grande poder oxidante, exigindo, por isso, cuidados no transporte e manuseio.

Dissolve-se facilmente na água em temperatura normal, formando uma solução marrom-alaranjada, quimicamente estável.

Em contato com ácidos libera dióxido de cloro. Aquecido acima de 175ºC decompõe-se rapidamente, liberando oxigênio e calor. Se a decomposição ocorrer em recipiente fechado, ocorrerá explosão.

Não há, entretanto, cuidados especiais para manuseio, a não ser a necessidade de impedir sua ingestão e seu contato com mucosas e pele. Não pode entrar em contato com materiais combustíveis, inclusive com tecidos. Se isso ocorrer, é necessário lavar o local ou a peça atingida até remover todos os traços do produto. Se tal não for feito, o material combustível deve ser rapidamente removido para o exterior e queimado.

O armazenamento deve ser feito em local especial onde não possam ocorrer acidentes. Esse local será usado inclusive para armazenar os recipientes vazios que contiverem o produto, até seu retorno para reúso. Nessa ocasião os recipientes deverão ser lavados, lançando-se a água de lavagem nos esgotos. Os recipientes não deverão ser usados para outra finalidade a não ser a de conter clorito de sódio (Manfrini, 1987).

Ácido clorídrico

O ácido clorídrico anidro é um gás incolor, venenoso, de odor penetrante às condições normais de pressão e temperatura. O gás clorídrico se dissolve na água, produzindo o ácido comercial, líquido incolor e amarelado. Em solução a partir de 10% emite vapores.

O ácido clorídrico é um dos mais ativos ácidos inorgânicos não oxidantes. Por isso, exige cuidados especiais na armazenagem e no transporte junto a outros produtos químicos.

Os tanques estacionários podem ser em aço-carbono ou madeira, com revestimento interno em borracha, PVC flexível ou epóxi reforçado com lã de vidro. As resinas plásticas são cada vez mais usadas na preparação de tanques, encontrados com volumes de 800 a 80.000 litros.

O ácido ataca pisos de concreto, sendo recomendável que recebam tratamento com silicato de sódio. Os vapores são altamente corrosivos; todas as superfícies, bem

como parafusos, fixadores, etc., devem ser protegidos com tinta antiácidos. Outras informações sobre instalações podem ser encontradas em IBP (1978).

Aspectos relativos à operação e à manutenção

Os compostos halogenados utilizados na desinfecção apresentam certas propriedades que devem ser consideradas no projeto, a fim de proteger os operadores das estações de tratamento de esgotos dos riscos que podem surgir durante a operação. Há diversos livros e manuais especializados que detalham as medidas de segurança a serem incorporadas às unidades de desinfecção, principalmente em relação à utilização de cloro gasoso e hipoclorito.

Nas instalações que utilizam cloro gasoso, as principais preocupações com segurança e saúde ocupacional são relacionadas à possibilidade de vazamentos de cloro a partir de cilindros, válvulas ou tubulações. A concentração-limite que o operador pode ficar exposto ao cloro é de 1 ppm, em volume, tomada como média ponderada de um período de 8 horas. Outras concentrações de interesse para o cloro, no ambiente, são apresentadas na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 Concentrações de cloro na fase gasosa e seus efeitos.

Concentração (ppm v/v)	Resposta
3,5	Percepção mínima de odor
4,0	Efeito adverso sem gravidade
15,1	Irritação da garganta
30,2	Tosse
40 a 60	Nível de perigo

Fonte: Chernicharo *et al.* (2001), citando Usepa (1986).

É interessante notar, a partir da Tabela 4.10, que o nível mínimo de odor detectado pelo ser humano (3,5 ppm) é maior que o limite máximo estabelecido para a segurança do operador (1 ppm). Dessa forma, a unidade de desinfecção deve dispor de algum dispositivo, químico ou eletrônico, para o monitoramento contínuo de cloro no ambiente.

Caso ocorra algum contato com o cloro, seja por inalação, olhos ou pele, decorrente de vazamentos, podem ser tomadas as medidas de emergência indicadas na Tabela 4.11 antes de se consultar um médico.

Tabela 4.11 Procedimentos de emergência a serem tomados em decorrência de contato com o cloro.

Tipo de contato	Procedimento
Geral	Retirar a pessoa do local e levá-la para uma área não contaminada. Remover a roupa contaminada e lavar, com água, todas as partes do corpo expostas ao cloro.
Inalação	Se a respiração estiver interrompida, proceder a respiração artificial. Quando a respiração for retomada, ou se a respiração não tiver sido interrompida, administrar oxigênio. Mantenha a pessoa aquecida e em repouso.
Contato com os olhos	Os olhos devem ser lavados com água durante 15 minutos, segurando as pálpebras abertas para garantir a completa irrigação dos mesmos.
Contato com a pele	Lavar as partes que foram expostas ao cloro com água e sabão. É recomendável que a instalação disponha de uma ducha de emergência.

Fonte: Chernicharo *et al*. (2001), citando Usepa (1986).

Quanto às questões de manutenção, um programa detalhado deve ser implementado na estação, segundo as freqüências de inspeção recomendadas pelos fabricantes dos equipamentos, com o intuito de garantir a segurança da estação e a eficiência do processo de desinfecção. A manutenção de documentação completa e atualizada das tarefas e das análises efetuadas é de fundamental importância para garantir que as tarefas, as freqüências e os procedimentos sejam registrados, possibilitando verificar as tendências históricas e as comparações entre distintos períodos de operação.

Outros aspectos relevantes

Um inconveniente da desinfecção com cloro e seus compostos é a produção de subprodutos prejudiciais à saúde humana. As duas maiores classes de subprodutos oriundos da cloração são os trihalometanos e os ácidos haloacéticos, ambos com potencial carcinogênico reconhecido. Dentre os fatores que interferem na produção desses subprodutos estão o pH, a temperatura, a concentração do desinfetante, o brometo, o nitrato e a concentração de nitrogênio amoniacal e de carbono orgânico.

Subprodutos

Uma das tecnologias alternativas utilizadas para a desinfecção de efluentes tratados é a geração eletroquímica de hipoclorito de sódio a partir de cloreto de sódio. No entanto, devido aos subprodutos gerados pela combinação do cloro com

outras substâncias presentes nos efluentes, podem ser formados subprodutos como os trihalometanos, os ácidos haloacéticos, os fenóis clorados e outros aromáticos clorados que são potencialmente cancerígenos, mutagênicos e que podem ser bioacumulados nas cadeias tróficas (De Luca, 2001).

As figuras subseqüentes (Figuras 4.14 a 4.16) mostram a concentração de trihalometanos totais gerada nos testes de desinfecção com hipoclorito, para 6 e 13 mg/L, respectivamente. A maior dosagem gerou maiores teores de THMs. No entanto, os teores ficaram abaixo de 5 μg/L para todos os efluentes, mesmo no efluente desinfetado e armazenado por 20 horas. A descloração não afetou a geração ou a redução nas concentrações finais de THMs.

A desinfecção com compostos de cloro pode gerar, além de THMs, vários outros subprodutos (EPA, 1999), destacando-se ácidos haloacéticos (HAAs), que após um período se degradam, naturalmente, em THMs. A Figura 4.16 mostra as concentrações de HAAs obtidas em estação piloto, para dosagem de 6 mg/L e tempo de detenção de tanque de contato convencional, com chicanas. Os valores ficaram abaixo de 20 μg/L, diante de um padrão ambiental americano de 60 μg/L para reúso público.

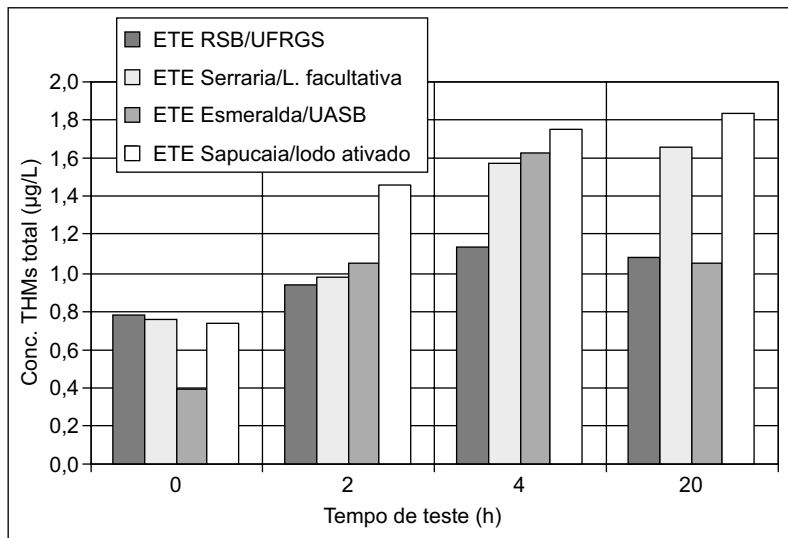



Figura 4.14 Ocorrência de trihalometanos na desinfecção de efluentes tratados com hipoclorito de sódio, com dosagem de 6 mg/L; tempo de detenção de 30,5 minutos.

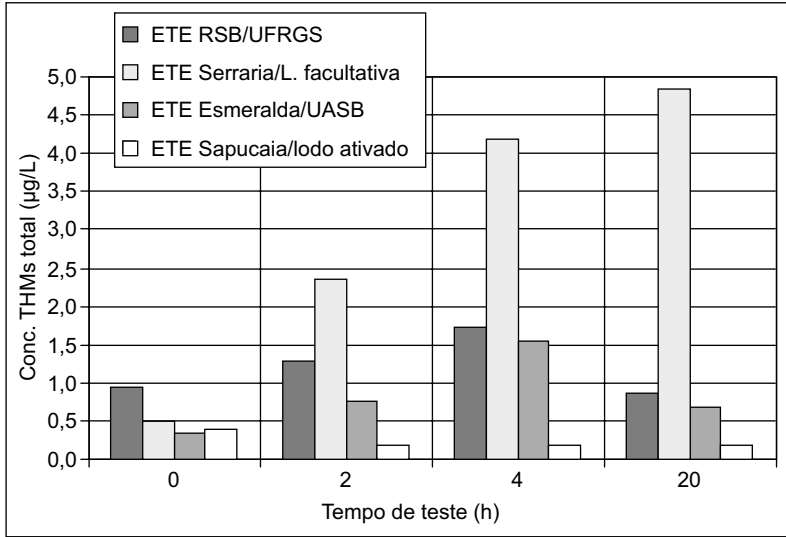



Figura 4.15 Ocorrência de trihalometanos na desinfecção de efluentes tratados com hipoclorito de sódio, com dosagem de 13 mg/L; tempo de detenção de 30,5 minutos.

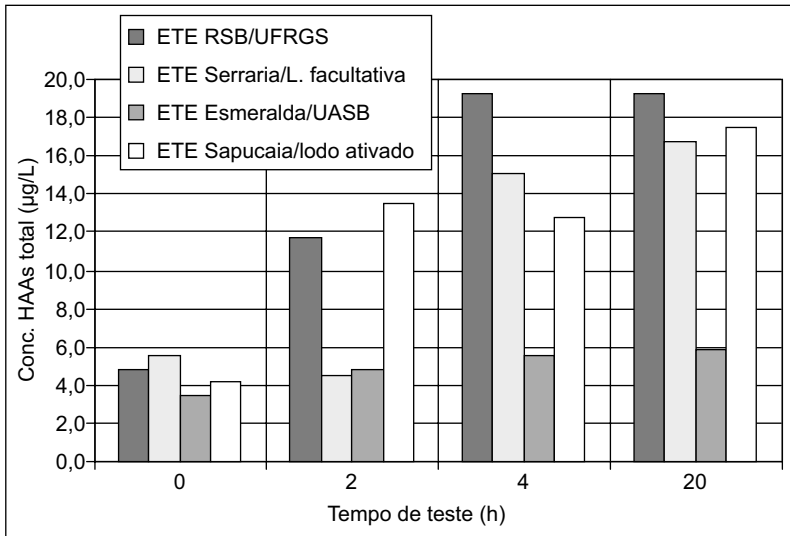



Figura 4.16 Ocorrência de HAAs na desinfecção de efluentes tratados com hipoclorito de sódio, com dosagem de 6 mg/L; tempo de detenção de 30,5 minutos.

Na Figura 4.17 são mostradas as concentrações de ácidos haloacéticos para a dosagem de 13 mg/L de hipoclorito de sódio, para todos os quatro efluentes tratados. Com essa maior dosagem, a contaminação dos efluentes pelos ácidos clorados atingiu valores de até 50 µg/L, contra o padrão americano de 60 µg/L, anteriormente mencionado. Na armazenagem, a concentração média decresceu, pois esses ácidos logo se transformam em THMs, em temperatura ambiente. Não há correlação com qualquer tipo de efluente, mas com a presença de sólidos em suspensão e, talvez, no caso de THMs, com a presença de nitrogênio amoniacal.

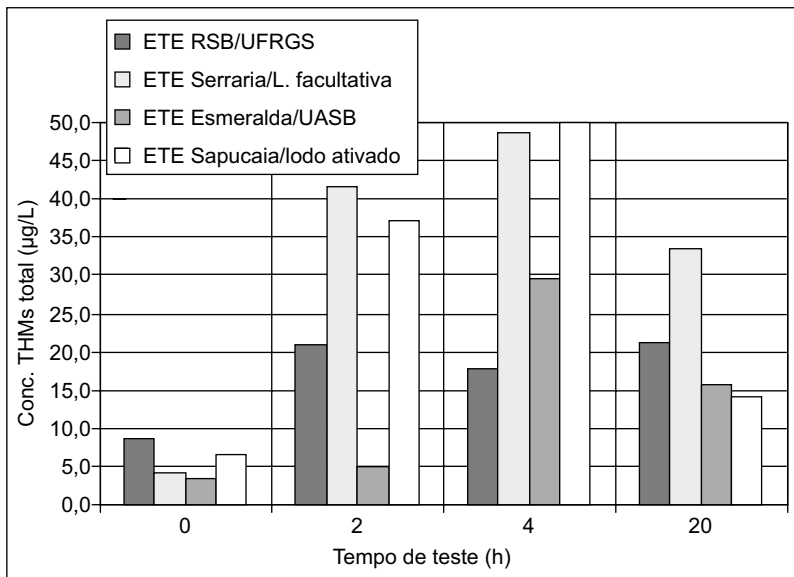



Figura 4.17 Ocorrência de HAAs na desinfecção de efluentes tratados com hipoclorito de sódio com dosagem de 13 mg/L; tempo de detenção de 30,5 minutos.

Na Tabela 4.12 são apresentados resultados de experimentos conduzidos pela PUCPR, em que se empregaram dosagens de hipoclorito de até 7,5 mg/L. O tempo de detenção hidráulico nos tanques de contato foi próximo a 30 minutos. O maior residual de THMs deu-se no processo dos lodos ativados (LA) de aeração prolongada, em que o efluente era bem nitrificado e desnitrificado. No entanto, a concentração não ultrapassou os 16,8 µg/L.

Tabela 4.12 Resumo dos resultados de THM com a cloração de efluentes sanitários.

Sistema de tratamento	Estação	Desinfecção	Data	Dosagem (mg/L)	Concentração					THM µg/L	T (ºC)
					DQO	$N_{orgânico}$	$N–NH_3$	$N–NO_2$	$N–NO_3$		
UASB + FB (alta taxa)	Instalação piloto 1	Hipoclorito gerado *in loco* (batelada)	17/9/2002	6,0	77	2,88	18,57	0,18	1,05	2,7	22
			17/9/2003	6,0	74	3,66	18,2	0,17	1,56	3,1	22
			24/9/2002	6,0	20	1,31	15,17	0,25	2,61	3,6	18
			1/10/2002	5,9	53	2,5	14,7	0,24	1,25		20
			8/10/2002	5,9	66	2,80	25,58	0,02	0,49	2,2	26
UASB + LA (alta taxa)			6/3/2002	7,5	108	–	–	–	–	2,9	23
			6/3/2002	7,5	38	–	–	–	–	3,6	23
			10/4/2002	4,8	36	2,98	23,23	0,11	0,25	3,2	25
			10/4/2002	4,8	47	4,17	22,34	0,11	0,25	2,5	25
LA (aeração prolongada)	ETE Belém (Jar-test)		10/9/2002	4,0	19	1,83	1,04	0,14	13,00	4,5	20
			10/9/2002	5,0	19	1,83	1,04	0,14	13,00	7,4	20
			1/10/2003	5,0	34	3,03	0,27	0,09	10,20	11,6	22
			1/10/2003	6,0	34	3,03	0,27	0,09	10,20	16,8	22
RALF + FAD	ETE Cambuí (2)	Dióxido de cloro	18/9/2003	5,8	147	2,90	34,02	–	–	1,0	19,6
			18/9/2002	5,0	132	3,92	34,28	–	–	1,3	20,6
			25/9/2003	4,0	97	2,76	23,55	–	–	0,0	20,2
			9/10/2002	6,1	45	1,20	36,16	–	–	2,1	21,9

Nota: 1. Instalação piloto na ETE Belém, da Sanepar (Curitiba, PR); 2. ETE Cambuí, da Sanepar (Campo Largo, PR).

Subprodutos gerados pelo dióxido de cloro

Uma das grandes vantagens do uso de dióxido de cloro (ClO_2) está no fato de que ele não reage com amônia, evitando a formação de cloraminas potencialmente tóxicas, além de eliminar os precursores do trihalometanos (THM) – compostos cancerígenos, mutagênicos, tóxicos aos usuários e ao meio ambiente (Expansul, 2001).

Porém, em concentrações acima de 40 mg/L de ClO_2 no tratamento de água, há aumento insignificativo nas concentrações de clorofórmio ($CHCl_3$) e bromodiclorometano ($CHBrCl_2$), prevalecendo sempre o clorofórmio ($CHCl_3$).

Uma alternativa para remoção de subprodutos orgânicos halogenados, como o clorofórmio, é usar como adsorventes carvão ativado ou feltros de fibras de carbono ativado (Coutinho & Camargo, 2000). Os materiais carbonosos possuem alta afinidade com impurezas orgânicas devido a sua elevada área superficial específica.

Segundo Di Bernardo (1993) e Macedo (2001), a desinfecção com o dióxido de cloro em determinadas condições pode levar à formação de íons cloritos e cloratos, subprodutos que representam um problema do ponto de vista da saúde pública, por sua ação inibidora da tireóide e pela possibilidade de causar efeitos hematológicos e mutagênicos.

As seguintes reações podem ocorrer na formação dos íons mencionados:

em condições alcalinas:

$$2\ ClO_2 + 2\ OH^- \rightarrow ClO_2^- + ClO_3^- + H_2O \qquad (4.15)$$

oxidação-redução do dióxido de cloro:

$$ClO2 + e^- \rightarrow ClO_2^- \qquad (4.16)$$

reação com o HClO:

$$2\ ClO_2 + HClO + H_2O \rightarrow 2\ ClO_3^- + 2H^+ + HCl \qquad (4.17)$$

O uso de ácido hidroclórico para ajuste de pH entre 2 e 3 faz com que ocorra a formação de ácido hipocloroso e ácido clorídrico.

De acordo Henderson *et al*. (2001), o uso de íons ferrosos (Fe^{++}) tem-se mostrado eficiente na redução do íon clorito (ClO_2^-) para cloreto (Cl^-). As concentrações de íons clorito (ClO_2^-) foram eficientemente reduzidas de 2 mg/L para 0,3 mg/L, aplicando 6 mg/L de Fe^{++}.

Toxicologia aquática

Os efluentes domésticos, ao serem submetidos a tratamentos convencionais para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, ainda apresentam contaminantes, como microrganismos patogênicos que devem ser removidos dependendo da exigência de padrões de qualidade para o corpo receptor ou se ele ainda é aproveitado para outros fins, como o abastecimento de água, a recreação primária ou a irrigação. A metodologia usualmente adotada para esse caso é a aplicação de agentes químicos como a cloração. Outras alternativas têm sido estudadas depois da descoberta de que subprodutos tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos eram formados após a cloração em águas, contendo matérias orgânicas naturais como os ácidos fúlvicos e húmicos.

Com a necessidade da aplicação de desinfetantes que não formam subprodutos com potencial efeito tóxico ou mutagênico nos ecossistemas aquáticos ou nocivos à saúde humana, testes toxicológicos vêm sendo desenvolvidos para avaliar a capacidade das novas metodologias da desinfecção (Ribeiro & Lapoli, 2003).

O teste de toxicidade aquática é um procedimento no qual as respostas de organismos aquáticas são usados para detectar ou medir a presença ou o efeito de uma ou mais substâncias, resíduos ou fatores ambientais, isolados ou em combinação. O teste de toxicidade crônica envolve um estímulo que retarda/persiste ou continua por um período relativamente longo, freqüentemente 1/10 do tempo de vida ou mais. *Crônico* seria considerado um termo relativo, dependendo da duração da vida do organismo. Um efeito crônico pode ser medido em termos de redução no crescimento, redução na reprodução, etc., além da letalidade.

No Brasil, estudos sobre a redução de toxicidade em estações de tratamento de despejos líquidos, doméstico e industrial estão sendo iniciados e poucas informações estão disponíveis. Embora existam dados físico-químicos que avaliem a eficiência das estações de tratamento, nada se sabe sobre os efeitos potenciais que a carga poluente remanescente pode causar ao corpo receptor, em termos ecotoxicológicos.

Em função dos objetivos de uso das águas desses corpos receptores, é importante que se comece a obter tais informações nas estações em operação, a fim de que se possa avaliar eventuais impactos que um efluente complexo, de baixa biodegradabilidade, embora tratado, pode causar à biota. A caracterização química de um efluente, isoladamente, não indica o potencial tóxico de uma mistura complexa aos organismos aquáticos. Assim, a ausência ou a presença de toxicidade nos despejos tratados é avaliada pelo uso de organismos vivos.

O trabalho de pesquisa da UFSC foi realizado com efluentes desinfetados com dióxido de cloro de lagoas de estabilização operadas pela CASAN, em Balneário Camboriú. Testes ecotoxicológicos foram determinados pelos bioensaios de toxicidade aguda com LUMIS tox test, em que se usam bactérias luminescentes *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna*, microcrustáceo de água doce (veja a Tabela 4.13).

Tabela 4.13 Resultados dos testes de toxicidade no efluente da desinfecção com dióxido de cloro.

FD	18/9/2000		26/9/2000		9/10/2000			23/10/2000			7/11/2000			20/11/2000			18/12/2000			16/1/2001	
	P10	P11	P10	P11	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P11	P12
FD_D	4	4	1	1	16	1	1	1	16	16	16	8	4	4	2	1	–	1	1	1	2
FD_{BL}	32	16	1	1	8	4	2	2	>16	2	16	16	8	16	16	8	–	1	2	8	4

Nota: P10: ponto logo após a desinfecção; P11: ponto intermediário; P12: ponto antes de chegar ao corpo receptor; FD_{BL}: fator de diluição *Víbrio fischeri*; FD_D: fator de diluição *Daphnia magna*.
Fonte: Ribeiro & Lapolli (2003).

Os testes detectaram níveis de toxicidade que podem causar impactos negativos a certos organismos habitantes do corpo receptor.

Testes conduzidos pela PUCPR também indicaram aumento da toxidade devido à desinfecção com o dióxido de cloro (Tabela 4.14). Deve-se citar que, para minimizar a produção de espumas no efluente, foi aplicado antiespumante, o que também poderia ter ocasionado a toxicidade no organismo estudado.

Tabela 4.14 Desinfecção utilizando dióxido de cloro: ensaio de toxicidade aguda para o microcrustáceo *Daphnia magna*.

Data	Afluente	Efluente
29/01/2003	2	4
23/04/2003	1	2

Na Tabela 4.15 subseqüente são apresentados resultados do IPH/UFRGS, referentes a testes de toxidez aguda a alevinos de *Tilápia nilotica*, de quatro efluentes biologicamente tratados, após cloração e descloração (Schifino & De Luca, 2003).

Os efluentes brutos já eram tóxicos, antes da adição do desinfetante hipoclorito de sódio. Continuaram a sê-lo, mesmo após decloração. A toxidez pode ser removida pela diluição e/ou denitrificação. Num efluente, a toxidez aguda foi causada pelo excesso de fluoretos.

Tabela 4.15 Toxidez de efluentes tratados, clorados e desclorados a alevinos de *Oreochromis niloticus*.

ETEs	Efluente biologicamente tratado (EBT)			EBT + cloração			EBT+ cloração + descloração		
	Sem dil.	Diluição 1:1	Diluição 1:6	Sem dil.	Diluição 1:1	Diluição 1:6	Sem dil.	Diluição 1:1	Diluição 1:6
Sapucaia	TA*	SE*	SE	TA	TA	TA	SE	SE	SE
Serraria	TA	TA	TA	TA	TA	TA	TA	TA	SE
Esmeralda	TA	TA	SE	TA	TA	TA	TA	TA	SE
IPH	TA	TA	SE	TA	TA	TA	TA	TA	TA

Nota: TA* = toxidez aguda; SE* = sem efeito agudo; temperatura e pH ambientes; nível de significância = 5%.
Fonte: Schifino & De Luca (2003).

As pesquisas do PROSAB

Pesquisas com cloro e hipoclorito

No âmbito do PROSAB, as várias pesquisas desenvolvidas e em andamento chegaram às seguintes conclusões, sumarizadas na Tabela 4.16.

O trabalho do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da UFRGS teve por objetivo testar a eficiência desinfetante do hipoclorito de sódio em estação piloto e avaliar a produção dos subprodutos gerados – trihalometanos e ácidos haloacéticos –, além de avaliar a toxidez de efluentes brutos e desinfetados a espécies da ictiofauna. Empregaram-se efluentes biologicamente tratados de quatro ETEs: reator seqüencial em batelada, lodos ativados, digestor anaeróbio e lagoas de estabilização.

Foi realizada, ainda, a descloração com bissulfito de sódio 1:1, para controlar, em níveis não detectáveis, o teor residual de cloro livre ou combinado, emitido para os corpos d'água receptores e que poderiam ser agressivos à biota aquática, não atendendo ao padrão ambiental brasileiro.

Apesar da freqüente presença de sólidos em suspensão e turbidez, os testes em estação piloto provaram que, nos tempos de detenção testados, pode-se alcançar baixas contagens (<1 NMP/100 ml) de coliformes fecais após quatro horas de teste contínuo em estação piloto, para efluentes de lagoas de estabilização, RSB e lodos ativados, com dosagem de 13 mg/L de desinfetante. Para o efluente anaeróbio, no entanto, apenas a partir de oito horas de operação da estação piloto se conseguiu tão baixa contagem de organismos indicadores. Na maioria dos testes realizados com os efluentes tratados houve recrescimento gradativo após 20 horas de armazenamento do efluente para reúso. Os efluentes brutos, mesmo diluídos, apresentaram toxidez aguda a *Pimephales promellas*. Efluentes brutos denitrificados não foram tóxicos a alevinos de *Tilápica nilótica*. Efluentes brutos com alto teor de nitrogênio amoniacal, mesmo diluídos, foram altamente tóxicos aos alevinos desse indicador.

Tabela 4.16 Comparação entre resultados obtidos pelas entidades integrantes do PROSAB 3 empregando desinfetantes alternativos clorados.

Centro de pesquisa	Efluente		Desinf. clorado (L)	Doses (mg/L)	Taxa de aplicação (m^3/m^2/dia)	t (min)	Eficiência (Log CF)	Toxidez peixe (6)	Sub-produtos (μg/L)	Helmintos (ovos/L) (5)		Efluente *Crypt. Giárdia* (cistos/ 100 L)	Custo (R$/$m^3$)
	Sistema	t/cargas								Afl.	Efl.		
IPH/ UFRGS	RSB LA L estab. UASB	–	NaOCl* (1)	6-13	10-38	22-118	3-5 4-6 4-6 4-6	S (2)(3) S S S	HAA(1-23) HAA(1-52) HAA(1-53) HAA(1-32)	–	–	10^2 (3) 10^3 10^2 10^4	0,042 + 0,045
PUCPR	UASB+FB UASB+LA	8,7 (h) + 22 (m^3/m^2.d) 8,7 (h) + 4,3 (h)	NaOCl* (1)	4,0 5,5/6,0	27,4	40-45 30-40	5 3	–	THM(2-4) THM(2-4)	22 (V) 16 (NV) 28 (V)	8 (V) 7 (NV) 17 (NV)	–	0,009
Unicamp	FAn Vala filtr.	–	Pastilha $Ca(OCl)_2$	0,4 0,4	0,1 0,04	30	3-4 3-4	–	–	–	–	–	0,0002
USP/FSP	L estab. FSQ	–	NaOCl# (1)	6,4/8,6 1,0/2,0	–	10-40 (4) 30	3-5 1-4	–	–	–	–	–	–
UFRN	FAn	–	NaOCl# (1)	7-9	–	10-25	4-6	–	–	–	–	–	0,005

Nota: 1. NaOCl# = comercial; NaOCl* = gerado *in loco* (batelada); 2. mesmo diluído ou denitrificado; 3. S = sim; 4. t de 40 min = 20%-30% de remoção de DQO/DBO; 5. V = viáveis e NV = não viáveis; 6. peixe indicador = *Pimephales promellas*.

Todos os efluentes tratados na estação piloto apresentam alto potencial formador teórico de trihalometanos, variando de 100 µg/L, para reator seqüencial em batelada, a 400 µg/L, para efluente tratado do UASB. Na realidade, para as doses de 6 e 13 mg/L de hipoclorito ensaiadas, com tempos de detenção de 30,5 a 110 minutos, os testes piloto revelaram que o teor medido de trihalometanos totais nunca ultrapassou 5 µg/L, talvez pelo controle exercido pelo nitrogênio amoniacal. Nesse sentido, atende-se ao padrão de emissão de clorofórmio de 1 mg/L. Quanto aos ácidos haloacéticos, conhecidos mutagênicos, sua geração chegou a 50 µg/L, abaixo, mas muito próximo, do padrão americano de 60 µg/L para reúso de efluentes tratados.

O custo total, de instalação mais operação, da hipocloração e da decloração em tanque de contato de cloro, para populações de 500 a 2.000 pessoas, ficou em torno de R$ 0,042/m^3, para hipocloração, e R$ 0,045/m^3, para descloração.

A Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), juntamente com a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), desenvolveu estudos relativos à desinfecção de efluentes sanitários, aplicando o hipoclorito de sódio em escala piloto. Empregaram-se nos ensaios efluentes secundários provenientes de sistemas de tratamento com tecnologia UASB + FB (filtro biológico percolador) e UASB + LA (lodos ativados), construídos para vazão de 250 L/h, ou seja, população equivalente a 45 habitantes.

O hipoclorito foi obtido pelo processo eletrolítico, empregando cloreto de sódio comercial, em concentração de 1 kg sal/10 L de água, produzido por batelada durante 8 horas. A concentração de HOCl produzido manteve-se em cerca de 0,8% e sua aplicação em tanque de contato buscou concentrações de 2 a 10 mg/L, exigindo diluição prévia do desinfetante com água deionizada.

Foram realizados inicialmente testes de jarros visando a uma primeira aproximação da dosagem a ser aplicada, empregando tempos de contato de 30 minutos.

Para o sistema UASB + FB de alta taxa a dosagem de 4 mg/L produziu um efluente com concentração de EC inferior a 103 NMP/100 ml. O mesmo se repetiu no ensaio contínuo (Tabela 4.16). Para o sistema UASB + LA de alta taxa, uma concentração de 5,8 mg/L no ensaio contínuo, em tanque de contato chicanado com 170 L de volume útil, reduziu 3 log na concentração de EC (eficiência de 99,96%). O teste de jarros, no entanto, apresentou menor exigência de hipoclorito.

A concentração de THM nos efluentes de sistemas biológicos de alta taxa ensaiados foi pouco significativa, como já apresentado na seção *Subprodutos*.

Com o objetivo de estudar a desinfecção por hipoclorito de sódio de efluentes de lagoas facultativas, a Universidade de São Paulo (USP/FSP) empreendeu um estudo em escala piloto no sistema da Sabesp do Município de Lins, SP. A unidade piloto era constituída de tanque de contato com chicanas verticais e a solução de hipoclorito

foi aplicada na linha de recalque dos efluentes para o tanque, proporcionando boas condições de mistura. Variou-se o tempo de contato entre 10 e 50 minutos e a dosagem de cloro, entre 2 e 15 mg/L.

Foram obtidos bons níveis de inativação de *E. coli*, especialmente com dosagens de cloro superiores a 7 mg/L de cloro aplicado, situação em que se obtiveram contagens abaixo de 103 NMP/100 ml na maioria dos ensaios, sendo que os efluentes apresentavam densidades sistematicamente superiores a 105 NMP/100 ml. A concentração de cloro demonstrou ser uma variável bem mais importante do que o tempo de contato, sendo que, em muitos estudos, o aumento deste não levou à melhoria significativa na qualidade do esgoto desinfetado. Os efluentes apresentaram características variáveis ao longo dos dois anos em que foram realizados ensaios, sendo que a eficiência elevada sempre esteve condicionada à presença de cloro residual nos efluentes do tanque de contato. A concentração de nitrogênio amoniacal dos efluentes de lagoas facultativas é elevada, sendo observados valores variáveis na faixa de 10 a 30 mgN/L, de forma que a desinfecção deve ser atribuída à formação de cloraminas. Não houve formação de trihalometanos nos testes realizados, tendo ocorrido, via oxidação química, pequena redução na DBO e na DQO dos esgotos tratados. O conjunto de trihalometanos foi investigado durante dois ensaios com elevadas dosagens de cloro e as concentrações obtidas foram muito baixas, sempre abaixo de 10 μg/L, provavelmente devido à elevada concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes e à conseqüente reação preferencial de formação de cloraminas.

Os resultados obtidos mostraram que o processo de desinfecção utilizando hipoclorito de sódio foi eficiente na remoção de colifagos, promovendo inativação da ordem de 78%.

Detectou-se a presença de *Salmonella* em apenas uma amostra do efluente final clorado. Porém, esse resultado foi reflexo da baixa dose aplicada, cerca de 2,0 mg/L em 15 minutos de contato.Observou-se, também, que a cloração, conforme esperado por diversos autores, não se demonstrou eficiente na destruição de ovos de helmintos, sendo encontrados ovos viáveis em concentrações semelhantes a de efluentes da lagoa facultativa, antes da desinfecção.

Concluiu-se que a hipocloritação é uma técnica de desinfecção recomendável para efluentes de lagoas facultativas, apesar da concentração elevada de sólidos em suspensão. É necessário garantir cloro residual ao final do processo, que deverá ser removido em seguida, antes do lançamento do esgoto tratado. Com base nas dosagens aplicadas e nas eficiências obtidas, pode-se demonstrar que o processo é economicamente atrativo e a preocupante formação de THMs, nesse caso, não foi confirmada.

Os sistemas de tratamento de efluentes utilizados pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) estão localizados na área física da ETE Graminha, município de Limeira, SP, administrada pela Concessionária Águas de Limeira S.A. A ETE recebe

efluente bruto de um bairro residencial da cidade de Limeira, o qual passa por pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros e areia. Em seqüência, o efluente é conduzido para o processo de tratamento secundário, o filtro anaeróbio. Como pós-tratamento desse sistema são utilizados filtros de areia e valas de infiltração.

O pós-tratamento de efluentes por filtros de areia baseia-se na aplicação sobre um leito de areia. Esse sistema é uma técnica antiga e pouco estudada, sendo uma alternativa para substituir as valas de infiltração (que usam maior área) ou para ser utilizado em tratamentos terciários, quando se deseja obter um efluente final com alto grau de depuração. No entanto, a norma brasileira NBR13969/1997 é muito deficiente no que se refere à apresentação de ferramentas para o seu adequado dimensionamento, operação e manutenção. A construção dos filtros de areia em estudo foi baseada na NBR13969/1997 e na Usepa (1980), adotando os itens de cada uma dessas normas que melhor se adequaram às condições ambientais e econômicas existentes no Brasil. Foi construído com 0,50 m de altura de leito filtrante e preenchido com areia grossa, encontrada na região de desenvolvimento do projeto e normalmente utilizada na construção civil. A carga hidráulica aplicada nesse estudo foi de 20, 40, 60, 80 e 100 L/m^2/dia.

A vala de infiltração é uma das várias alternativas de pós-tratamento, sendo um dos métodos de irrigação subsuperficial (processo de valas de filtração modificada), configurando uma das opções para o polimento de efluentes anaeróbios. O sistema de pós-tratamento com vala de filtração é composto por uma vala revestida com uma manta impermeável de PVC de 1 mm de espessura, com 15 m de comprimento e projetada para operar em escala real. A vala é constituída de tubos de drenagem de PEAD (polietileno de alta densidade), com 0,10 m de diâmetro, superpostos com distância vertical entre os tubos de 0,60 m e altura de leito filtrante de areia com 0,50 m de espessura. A vala apresenta largura de fundo de 0,50 m e declividade longitudinal entre 1:300 e 1:500. Foi baseada nas normas ABNT – 7992/1993 e 13969/1997, com modificações. A vala de filtração recebeu o efluente dos filtros anaeróbios, o qual foi aplicado no tubo perfurado superior e percolando por meio de um leito composto de camadas de pedra (brita 2) e areia grossa até atingir o tubo inferior, o qual coleta e encaminha o líquido para saída e descarte. Foram aplicadas taxas hidráulicas de 20, 25, 30, 35, 40, 60, 80 e 100 L/m^2.dia., de forma contínua (24 horas por dia).

O efluente dos sistemas anteriormente citados entrou em contato com a pastilha de cloro na câmara de contato. Em seguida, o efluente foi conduzido para a segunda caixa, denominada câmara de reação, na qual o efluente percorre internamente a caixa em forma de chicanas, formadas por placas de alteração de direção e altura de fluxo, com tempo de detenção hidráulica de 30 minutos.

Foram investigados neste sistema as seguintes questões: concentrações de cloro residual (tipo de pastilha) que apresentaram melhor desinfecção dos efluentes; concentrações residuais de cloro e cloraminas a partir da metodologia contida no

Standard Methods (4500-Cl G; Método Colorimétrico DPD); e contagem do número de microrganismos presentes ou sobreviventes.

Na Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), as pesquisas sobre desinfecção de efluentes de filtros anaeróbios (DQO da ordem de 100 mg/L; SST = 20 mg/L), em três escalas de experimentos (escala de laboratório, utilizando equipamento "jar-teste"; escala piloto, utilizando tanque de contato; e escala real, sob condições de mistura e dispersão desfavoráveis), no âmbito do PROSAB, chegaram às seguintes conclusões (Andrade Neto *et al*., 2002):

> *Pode-se concluir que para atingir resultados equivalentes em termos de remoção bacteriológica nos ensaios em escala piloto, foram necessárias concentrações de cloro bem superiores às obtidas nos ensaios de laboratório. Isso é decorrente, provavelmente, da condição ótima de mistura na escala de laboratório e de outros fatores, como a influência da temperatura nos ensaios de campo.*

Com base nos ensaios realizados, pode-se afirmar que as demandas de cloro em laboratório estiveram na faixa de 2,5 a 3,0 mg Cl_2/L (doses acima de 4 mg/L) e, no tanque de contato em escala piloto, foram da ordem de 6,0 a 7,0 mg Cl_2/L (doses acima de 7 mg/L). Dosagem inferior ao valor mínimo citado não alcançaria boa eficiência, independente do tempo de contato proporcionado.

Para as pesquisas no tanque de contato (escala piloto), dois recipientes plásticos, com capacidade de 100 L e 45 L, funcionaram como reservatório de esgoto e solução de hipoclorito de sódio a 0,05%, respectivamente, alimentando duas caixas de descarga, em que foram adaptados dosadores de orifício para dosagem da solução e do esgoto. A aplicação da solução foi feita na entrada do tanque de contato, confeccionado com 30 chicanas de 1,46 m de comprimento e espaçamento de 5 cm, projetado para permitir um tempo de contato de até 30 minutos.

O reator de contato utilizado apresentou boas condições hidrodinâmicas para utilização em processo de desinfecção. Contudo, deve-se salientar que o problema de recirculação identificado pode se intensificar com o aumento da escala. Deve-se dar grande importância ao projeto do reator de contato, a fim de obter maior eficiência no processo de desinfecção.

No tanque de contato, a dosagem de hipoclorito na faixa de 7 a 9 mg Cl_2/L, associada a tempos de contato de 10 a 25 minutos, foi suficiente para desinfecção (*E. coli* = 102 NMP/100 ml) de efluentes de filtros anaeróbios (DQO da ordem de 80 mg/L; SST = 20 mg/L).

Também conclui-se que, para desinfecção de efluentes de reatores anaeróbios semelhantes, alta eficiência na remoção de *E. coli* e baixos valores de cloro residual,

simultaneamente, somente devem ocorrer com tempos de contato superiores a 20 minutos.

Nos experimentos em escala real, não se obteve bons resultados, muito provavelmente devido às péssimas condições de mistura e dispersão do desinfetante no efluente, indicando que os aspectos hidrodinâmicos e de mistura inicial são de fundamental importância para a eficácia da desinfecção e seus custos.

A colocação de chicanas simples no tanque de saída do filtro anaeróbio em escala real resultou em melhora considerável na eficiência da desinfecção, o que confirma a importância da hidrodinâmica no tanque de contato.

O estudo de desinfecção do efluente de filtros anaeróbios pelo uso de hipoclorito de sódio tem apresentado resultados animadores, contudo, deve-se salientar que a evolução desse estudo ainda depende da repetibilidade de ensaios, bem como da análise da cinética do processo de desinfecção e do ajuste do modelo de decaimento bacteriano, a fim de possibilitar a obtenção das expressões que regem a relação entre a dosagem aplicada e o tempo de contato necessário para eficiente desinfecção.

Pesquisas com dióxido de cloro

A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) desenvolveu sua pesquisa na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Insular da Casan (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), Florianópolis, SC. O efluente testado foi proveniente dessa ETE – sistema de lodos ativados por aeração prolongada. O sistema cobre parcela do aglomerado urbano de Florianópolis, atendendo a uma população aproximada de 150 mil habitantes.

Foram realizados ensaios para diferentes dosagens de dióxido de cloro. O efluente foi bombeado de um reservatório para o tanque de contato, com vazão média de 3.600 L/s (3,6 m^3/h), propiciando tempo de contato máximo de 30 minutos. As amostras para análise dos parâmetros foram coletadas em 6 pontos do tanque de contato, possibilitando a variação dos tempos em intervalos de 5 minutos.

O monitoramento do efluente antes e após a desinfecção foi feito por análises físico-químicas (pH, cor e DQO) e biológicas (coliformes totais e *E. coli*). Para o efluente desinfetado, também foi realizada medição do residual de dióxido de cloro. As análises de cor e residual de cloro livre e de dióxido de cloro foram realizadas com auxílio do espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR/2010. O residual de dióxido de cloro foi medido por leitura direta no espectrofotômetro. As análises de DQO foram realizadas pelo método de refluxo fechado e as de coliformes totais e fecais foram determinadas pela técnica do Colilert, por intermédio do meio enzimático MUG.

Figura 4.18 Desinfecção de efluentes sanitários aplicando hipoclorito: fotos de experimentos do PROSAB 3. a) Ensaio de toxicologia conduzido na UFRGS; b) tanque de contato piloto empregado pela PUCPR; c) tanque de contato empregado pela USP no município de Lins (SP); d) reator piloto de pastilhas de cloro empregado pela Unicamp; e e) sistema piloto de desinfecção da UFRN: dosadores e tanque de contato.

A produção de dióxido de cloro foi feita *in loco*, por gerador e dosador da marca BI-O-CHLOR, modelo A 12, com capacidade produtiva de 12 a 120 g ClO_2/h, construído pela Sodi Scientífica S.P.A., da Itália. A Figura 4.19 mostra o gerador.

a) Gerador de dióxido de cloro em escala real – ETE Cambuí (PUCPR).

b) Gerador de dióxido de cloro piloto (PUCPR).

Figura 4.19 Desinfecção de efluentes sanitários aplicando dióxido de cloro: fotos de experimentos do PROSAB 3.

A reação química é feita no reator em ambiente controlado, com os reagentes químicos clorito de sódio ($NaCl_2$), 25%, ácido clorídrico (HCl), 32%, e água de diluição. Esses reagentes não podem ser utilizados em suas concentrações comerciais, pois podem formar o desinfetante em concentração explosiva, razão pela qual é utilizada a água de diluição durante a produção do ClO_2.

Os resultados apresentados na Tabela 4.17 apontam que as dosagens utilizadas apresentaram boa desinfecção; para as dosagens testadas, a remoção de coliformes foi ótima mesmo com tempos de contato pequenos, como 10 minutos. Portanto, o dióxido de cloro mostrou ser um método alternativo e eficiente na inativação de microrganismos patogênicos dentro dos padrões de lançamento no corpo receptor, conforme legislação vigente.

Tabela 4.17 Desinfecção de efluentes utilizando dióxido de cloro gerado *in loco*: resultados médios.

<table>
<tr><th rowspan="2">Instituição</th><th rowspan="2">Sistema</th><th rowspan="2">TDH (min)</th><th colspan="2">Dióxido</th><th colspan="6">Afluente</th><th colspan="2">Efluente</th></tr>
<tr><th>Dosagem (mg/L)</th><th>Residual (mg/L)</th><th>DQO (mg/L)</th><th>pH</th><th>ST (mg/L)</th><th>SSV (mg/L)</th><th>CT (log NMP/ 100 ml) (1)</th><th>CF (log NMP/ 100 ml) (1)</th><th>CT (log NMP/ 100 ml) (1)</th><th>CF (log NMP/ 100 ml) (1)</th></tr>
<tr><td rowspan="11">UFSC</td><td rowspan="11">Lodos ativados</td><td>5</td><td rowspan="6">2</td><td>–</td><td>–</td><td rowspan="6">6,11</td><td>–</td><td>–</td><td rowspan="6">3,00</td><td rowspan="6">3,00</td><td>1,30</td><td>1,00</td></tr>
<tr><td>10</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>1,00</td><td>1,00</td></tr>
<tr><td>15</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>1,30</td><td>1,00</td></tr>
<tr><td>20</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>1,83</td><td>0,62</td></tr>
<tr><td>25</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>2,64</td><td>1,41</td></tr>
<tr><td>30</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>2,70</td><td>1,57</td></tr>
<tr><td>5</td><td rowspan="2">4</td><td>–</td><td rowspan="2">111,0</td><td rowspan="2">6,75</td><td>–</td><td>–</td><td rowspan="2">6,38</td><td rowspan="2">7,18</td><td>1,32</td><td>1,00</td></tr>
<tr><td>10</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>0,00</td><td>0,00</td></tr>
<tr><td>5</td><td>6</td><td>–</td><td>103,0</td><td>6,63</td><td>–</td><td>–</td><td>4,86</td><td>3,75</td><td>0,00</td><td>0,00</td></tr>
<tr><td>5</td><td rowspan="2">10</td><td>–</td><td rowspan="2">58,0</td><td rowspan="2">6,59</td><td>–</td><td>–</td><td rowspan="2">5,32</td><td rowspan="2">4,56</td><td>1,00</td><td>1,00</td></tr>
<tr><td>10</td><td>–</td><td>–</td><td>–</td><td>0,00</td><td>0,00</td></tr>
<tr><td>PUCPR</td><td>RALF + FAD</td><td>23,6</td><td>4,9</td><td>1,06</td><td>105,1</td><td>5,8-6,6</td><td>356</td><td>33</td><td>3,50E+06</td><td>4,60E+05</td><td>4,10E+03</td><td>4,90E+02</td></tr>
</table>

Nota: 1. a unidade para a PUCPR é NMP/100 ml, tendo sido avaliada *Escherichia coli* em vez de coliformes fecais; 2. contato na tubulação de descarga do efluente.

O PROSAB 3 apoiou no Paraná o monitoramento da ETE Cambuí, projetada pela Sanepar em 1996, cujo início de operação ocorreu em abril de 1998. Seu fluxograma utiliza a flotação por ar dissolvido (FAD) como pós-tratamento de efluente anaeróbio de reator UASB (aqui denominado RALF). O efluente final é desinfetado com dióxido de cloro, gerado *in loco* com tecnologia PROMINENT e aplicado em tanque de contato que emprega o conceito do fluxo pistão. Seu volume foi projetado com tempo de contato de 10 minutos, para vazão média, final de projeto, de 100 L/s (360 m^3/h).

A geração de dióxido de cloro se dá pela reação controlada do ácido clorídrico e do clorito de sódio, realizada na casa dos reatores, localizada próximo ao tanque de contato (Figura 4.19). Trabalhos conduzidos pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR) monitoraram o desempenho do processo e os resultados são apresentados na Tabela 4.17.

Uma dosagem aplicada de 4,9 mg/L, controlada por sensor de dióxido residual, produziu eficiência de remoção de EC de 99,89%, com tempo de detenção hidráulico real de 23,6 minutos. Alguns problemas relativos à operação dos flotadores ocasionaram escape do lodo para o tanque de contato, o qual não possui descarga de fundo. Com isso, pode-se observar altos valores de turbidez, acarretando perda da eficiência no processo de desinfecção.

Exemplo de dimensionamento

I – Dimensione um tanque de mistura com agitador mecânico para aplicação e difusão de solução de cloro e estimar o volume do tanque de contato e a concentração de coliformes fecais igual ou inferior a 1.000 NMP/100 ml no efluente final, considerando os seguintes dados de entrada:

- população: 10 mil habitantes;
- vazão afluente média: $Q_{méd}$ = 1.478 m^3/dia = 17,1 L/s;
- vazão afluente máxima diária: $Q_{máx-d}$ = 1.670 m^3/dia = 19,3 L/s;
- vazão afluente máxima horária: $Q_{máx-h}$ = 2.246 m^3/dia = 26,0 L/s
- concentração de coliformes fecais no afluente: $N_0 = 1 \times 10^7$ NMP/100 ml (valor médio anual);
- concentração de coliformes fecais no efluente desinfetado: N = 1.000 NMP/100 ml;
- viscosidade do líquido (esgoto): m = 0,0001029 kgf/m.s^2 (T = 20ºC).

Dimensione, ainda, a vazão do dosador de solução de cloro e o volume dos tanques de hipoclorito.

a) Dimensionamento do tanque de mistura rápida

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (t)

Adotado o valor de t = 5 s (valores usuais entre 5 e 10 s).

Adoção do gradiente de mistura no tanque de contato (G)

Adotado o valor de G = 1.500 s^{-1} (valores usuais entre 1.500 e 3.000 s^{-1}).

Cálculo do volume do tanque de contato, de acordo com a Equação 4.14

$$V = Q_{méd} \times t = 0{,}017\ m^3/s \times 5\ s = 0{,}085\ m^3$$

Cálculo da potência do misturador, de acordo com a Equação 4.13

$$P = 0{,}0001029\ kg/m.s^2 \times 0{,}085\ m^3 \times (1.500\ s^{-1})^2 = 19{,}7\ kgf.m/s$$

$$P = 19{,}7/75 = 0{,}26\ CV \text{ (sem incluir rendimento)}$$

b) Dimensionamento do tanque de contato

Determine o volume do tanque de contato a partir da Equação 4.14.

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (t)

Adotado o tempo de t = 30 min para vazão média, a partir da seção *Tanque de contato*.

$$V = Q_{méd} \times t = 17{,}1\ L/s \times (30\ min \times 60\ s/min)$$

$$V = 30.780\ L\ (30{,}8\ m^3)$$

Determine as dimensões do tanque de contato a partir da seção *Tanque de contato*

$$L \times B \times H = 12{,}0 \times 1{,}5 \times 1{,}8\ m$$

Determine a concentração de cloro aplicado a partir da Equação 4.5

$$N/N_0 = (1 + 0{,}23 \times C \times t)$$

$$C = [(N/N_0)^{1/3} - 1\ ]/(0{,}23 \times t) = \{[(1 \times 10^7)/(1 \times 10^3)]^{1/3} - 1\}/(0{,}23 \times 30)$$

$$C = 3{,}0\ mg/L$$

Determine a concentração de cloro aplicado para condições de vazão máxima

Para $Q_{máx-h}$, o tempo de contato será reduzido para:

$$t_{min} = V/Q_{máx-h} = (30.784\ L)/\ (26\ L/s) = 1.184\ s\ (19,7\ min)$$

Tem-se, então, para o tempo de contato mínimo, a seguinte concentração de cloro residual:

$$C = [(N/N_0)^{1/3} - 1\ ]/(0,23 \times t) = \{[(1 \times 10^7)/(1 \times 10^3)]^{1/3} - 1\ \} / (0,23 \times 19,7)$$

$$C = 4,5\ mg/L$$

c) Dimensionamento do dosador de solução de cloro

Adoção do desinfetante utilizado

Adotado o hipoclorito de sódio, na concentração de 5 $mgCl_2/L$, para atender a todas as demandas.

$$D = Q \times C = 17,1\ L/s \times 5\ mg/L = 85,5\ mg/s = 307,8\ g/h = 0,31\ kg/h$$

Solução de hipoclorito (10%) = 3,1 L/h

Dosador de hipoclorito = 10,0 L/h

d) Dimensionamento dos tanques de hipoclorito

Adotado armazenamento mínimo para dois meses.

$$\text{Volume do tanque} = 5\ m^3$$

e) Dimensionamento do tanque de descloração

Determine o volume do tanque de descloração a partir da Equação 4.14

Adoção do tempo de residência no tanque de descloração (t)

Adotado o tempo de t= 10 min para a vazão média, a partir da seção *Tanque de contato*

$$V = Q_{méd} \times t = 17,1\ L/s \times (10\ min \times 60\ s/min)$$

$$V = 10.260\ L\ (10,3\ m^3)$$

II – Dimensione um sistema de preparo, dosagem e aplicação de dióxido de cloro para as condições do Exemplo I.

a) Dimensionamento do tanque de contato

Determine o volume do tanque de contato a partir da Equação 4.14

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (t)

Adotado o valor de t = 20 min para a vazão média, a partir da seção *Pesquisas com o dióxido de cloro*.

$$V = Q_{méd} \times t = 17{,}1 \text{ L/s} \times (20 \text{ min} \times 60 \text{ s/min})$$

$$V = 20.520 \text{ L } (20{,}3 \text{ m}^3)$$

Determine as dimensões do tanque de contato, a partir da Seção *Tanque de contato*

$$L \times B \times H = 12{,}0 \times 1{,}2 \times 1{,}5 \text{ m}$$

b) Dimensionamento do sistema de geração de dióxido de cloro

Adoção da concentração de dióxido de cloro (C)

Adotado o valor de C = 5 mg/L, a partir da seção *Pesquisas com o dióxido de cloro*.

$$D = Q \times C = 17{,}1 \text{ L/s} \times 5 \text{ mg/L} = 85{,}5 \text{ mg/s} = 307{,}8 \text{ g/h} = 0{,}31 \text{ kg/h}$$

Adotado equipamento para gerar até 750 g/h.

c) Dimensionamento do sistema de geração de dióxido de cloro

Adoção do sistema de geração do dióxido de cloro

Adotado o processo a partir do ácido clorídrico e do clorito de sódio, citado na seção *Produção do desinfetante*.

1. *Dosador de ácido clorídrico (a 33%)*

- Adotado 7,02 kg HCl/kg ClO_2 (6 L/kg)
- Consumo de ácido clorídrico = 6,00 × 0,31 = 1,9 L/h
- Dosador de ácido clorídrico: 5 L/h

2. *Dosador de clorito de sódio (a 25%)*

Adotado 7,50 kg $NaClO_2$/kg ClO_2 (6 L/kg)

Consumo de ácido clorídrico = 6,00 × 0,31 = 1,9 L/h

Dosador de ácido clorídrico: 5 L/h

d) Dimensionamento dos tanques de produto químico

1. *Tanque de ácido clorídrico*

- Adotado armazenamento mínimo para dois meses
- Volume do tanque = 5 m^3

2. *Tanque de clorito de sódio*

- Adotado armazenamento mínimo para dois meses
- Volume do tanque = 5 m^3

e) Suprimento de água para o processo

- Adotado 1 m^3/h

$$Q_{água} = 1{,}0\ m^3/h = 24\ m^3/dia$$

III – Dimensione um sistema de preparo, dosagem e aplicação de dióxido de cloro para uma população de 50.000 habitantes.

a) Cálculo da vazão afluente média

$$Q_{méd} = \frac{C \times P \times q}{86400} + Q_{inf}$$

$$Q_{méd} = \frac{0{,}8 \times 50.000 \times 150}{86400} + 75.000\,m \times 0{,}0003\ L/s \cdot m$$

$$Q_{méd} = 69{,}44 + 22{,}50 = 91{,}94\ L/s$$

b) Cálculo da vazão máxima horária

$$Q_{máx} - h = Q_{méd} \times k_1 \times k_2$$

$$Q_{máx-h} = 91{,}94 \times 1{,}2 \times 1{,}5 = 165{,}49 \text{ L/s}$$

$$Q_{máx-h} = 595{,}76 \text{ m}^3/\text{h}$$

c) Dimensionamento do tanque de mistura

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (t)

Adotado o valor de t = 5 s (valores usuais entre 5 e 10 s)

Adoção do gradiente de mistura no tanque de contato (G)

Adotado o valor de G = 1.500 s^{-1} (valores usuais entre 1.500 e 3.000 s^{-1})

Cálculo do volume do tanque de contato, de acordo com a Equação 4.14

$$V = Q_{méd} \times t = 0{,}092 \text{ m}^3/\text{s} \times 5 \text{ s} = 0{,}460 \text{ m}^3$$

Cálculo da potência do misturador de acordo com a Equação 4.13

$$P = 0{,}0001029 \text{ kgf/m.s}^2 \times 0{,}460 \text{ m}^3 \times (1.500 \text{ s}^{-1})^2 = 106{,}5 \text{ kgf.m/s}$$

$$P = 106{,}5/75 = 1{,}42 \text{ CV (sem incluir o rendimento)}$$

d) Dimensionamento do tanque de contato

Determine o volume do tanque de contato a partir da equação 4.14

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (t)

Adotado o valor de t = 30 min para a vazão média.

$$V = Q_{méd} \times t = 91{,}94 \text{ L/s} \times (30 \text{ min} \times 60 \text{ s/min})$$

$$V = 165.492 \text{ L } (165{,}5 \text{ m}^3)$$

Determine as dimensões do tanque de contato, a partir da seção *Tanque de contato*

$$L \times B \times H = 30{,}0 \times 2{,}8 \times 2{,}0 \text{ m}$$

e) Dimensionamento do dosador de gás cloro

Gás cloro com disponibilidade de 100% de cloro, a ser aplicado em concentrações de até 10 mg Cl_2/L.

$$D = Q \times C = 91{,}94 \text{ L/s} \times 10 \text{ mg/L} = 919{,}4 \text{ mg/s} = 3310 \text{ g/h} = 3{,}3 \text{ kg/h}$$

f) Dimensionamento dos reservatórios de gás cloro

O cilindro de 70 kg poderá fornecer cerca de 0,8 kg Cl_2/h, assim, uma das sugestões é utilizar quatro cilindros conectados a um manifolde que, por sua vez, alimenta os aparelhos cloradores.

Adotado o armazenamento mínimo para 15 dias, a necessidade de estocagem seria de 1.188 kg, ou 17 cilindros de 70 kg. Nessa escala seria interessante empregar cilindros de 900 kg, um em uso e outro de reserva.

Referências bibliográficas

ANDRADE NETO, C. O.; GALVÃO, M. V.; MELO, H. N. S. Desinfecção de efluente de filtros anaeróbios: avaliação de eficiência em tanque de contato piloto e em escala real. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2002, Braga. *Anais...* Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. 12 p. CD-ROM.

ANDRADE NETO, C. O.; GALVÃO, M. V.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S.; RODRIGUES, J. I. C. Desinfecção de efluente de filtros anaeróbios: pesquisa em "jar-test" e em tanque de contato. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. *Anais...* Cancun: FEMISCA/ABES, 2002.

BEM AMOR, H.; DE LAAT, J.; DORE, M. Mode of action of chorine dioxide on organic compounds in aqueous medium. *Water Research*, v. 18, 1984.

CHERNICHARO, C. A. de L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: CHERNICHARO, C. A. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, 2001. p. 377-454.

CHLORINE INSTITUTE. *Benefits and risks of wastewater chlorination*. Philadelphia, 1997. (Pamphlet 157).

COUTINHO, A. R.; CAMARGO, J. G. Ativação de feltros de fibras de carbono em atmosfera de CO_2. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 23., 2000, Poços de Caldas. *Anais*... Poços de Caldas: SBQ, 2000. p. 98.

DANIEL, L. A. *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 155 p.

DE LUCA, S. J. *PROSAB II, Tema 1*. Rio de Janeiro: FINEP, 2000. (Relatório final de pesquisa).

DE LUCA, S. J.; REGGIO, E. Desinfecção de efluentes tratados com hipoclorito de sódio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, 2003. *Anais*... Rio de Janeiro: ABES, 2003.

DI BERNARDO, L. Desinfecção. In: *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rio de Janeiro: ABES, 1993. p. 402-498.

EXPANSUL. *Dióxido de cloro*. Disponível em: <http://www.expansul.com.br>. Acesso em: 20 set. 2001.

HENDERSON, R.; CARLSON, K.; GREGORY, D. The impact of ferrous ion reduction of chlorite ion on drinking water process performance. *Water Research*, v. 35, n. 18, p. 4464-73, 2001.

IBP – Instituto Brasileiro de Petróleo. *Manual de ácido clorídrico*. Rio de Janeiro: IBP, 1978. 128 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Desinfecção. In: *Tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro: ABES, 1995. p. 631-64.

JÜRGENSEN, D. *ETE Cambuí*: fluxograma do processo. Curitiba: Sanepar, 1999.

LANGLAIS, B.; RECKHOW, D. A.; BRINK, D. R. *Ozone in water treatment*: application and engineering. Michigan: Lewis Publishers, 1991. 298 p.

MACÊDO, J. A. B. *Subprodutos do processo de desinfecção de água pelos derivados clorados*: disinfection byproducts – DBP. Juiz de Fora: Macêdo, 2001. 67 p.

MANFRINI, C. Produtos químicos: dosagem e aplicação. In: *Técnica de abastecimento e tratamento de água*. São Paulo: Cetesb/Ascetesb, 1987. p. 41-89.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering*: treatment, disposal and reuse. 3th. ed. 1991.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering*: treatment, disposal and reuse. 4th. ed. 2003.

REIMERS, R. S.; HOLLAND, J. E. Applications of applied-field in the disinfection of water and waste. In: WEF SPECIALTY CONFERENCE, Washington, 2000.

RIBEIRO, L. F. F. R.. Avaliação do comportamento da *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* em efluentes domésticos desinfetados com dióxido de cloro (ClO_2). In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., Vitória, 2002. *Anais*... Rio de Janeiro: ABES, 2003. 7 p.

RICHARDON, S. D.; THRUSTON Jr.; COLLETTE, T. W. Multispectral identification of ClO_2 disinfection byproducts in drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, v. 28, p. 592-599, 1994.

SCHIFINO, L.; DE LUCA, S. J. *Tilapia toxicity due to unchlorinated, chlorinated and dechlorinated biologically treated effluents*. CNPQ/FINEP/CEF, 15 p. (Res. Report.)

SNOEYINK, V. L.; JENKINS, D. *Water chemistry*. John Wiley & Sons, 1980.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. *Municipal wastewater desinfection*: design manual. Cincinnati, 1986. 247 p. (EPA/625/1-86/021).

________________. *Alternative disinfectants and oxidants*: guidance manual, 1999.

________________. *Controlling disinfection by-products and microbial contaminants in drinking water*. Washington: Usepa, 2001.

WEF – Water Environmental Federation. *Wastewater disinfection*: manual of pratice FD-10. Alexandria: WEF, 1996.

WHITE, C. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 4th. ed. New York: John Wiley & Sons Inc., 1999.

Capítulo 5

Desinfecção de Efluentes Sanitários por Meio da Ozonização

Flávio Rubens Lapolli, Lourdinha F. dos Santos, Maria Eliza Nagel Hassemer, Miguel Mansur Aisse e *Roque Passos Piveli*

Desinfecção

A desinfecção é um processo de tratamento que permite a destruição ou a eliminação dos microrganismos suscetíveis de transmitir doenças. A destruição ou a inativação dos microrganismos patogênicos na desinfecção de efluentes domésticos pode ser parcial, de acordo com o uso pretendido para o mesmo.

Do ponto de vista de saúde, o processo de desinfecção é o estágio mais importante do tratamento de esgoto. Os objetivos da desinfecção de águas residuárias são: prevenir a veiculação de doenças e proteger fontes de água potável, praias de banho, corpos receptores utilizados para esportes aquáticos e áreas de cultivo de mariscos e peixes.

Os processos de desinfecção, independentemente do desinfetante empregado, são efetivos apenas em efluentes de alta qualidade, o que, muitas vezes, requer tratamento tão avançado quanto o terciário. Devido à interferência de substâncias presentes no esgoto, tentativas de desinfecção de esgoto bruto proveniente de coletores simples ou combinados representam desperdício de produtos químicos, tempo e energia. Por intermédio da avaliação do estado da arte de desinfecção, torna-se claro que não se atingirão os resultados desejados a menos que outras unidades do processo de tratamento estejam funcionando bem. Assim, o sistema de desinfecção, além de ser um dispositivo de proteção à saúde pública, também funciona como monitor sensível de todo o processo de tratamento de esgoto (White, 1999, citado em Couracci Filho, 2003).

Critérios para escolha do desinfetante

Os processos de desinfecção não são equivalentes. É necessário escolher aqueles mais apropriados, devido a condições particulares (características e usos da água ou efluente e tipos de microrganismo a eliminar). Para tanto, um desinfetante ou processo de desinfecção deve apresentar idealmente as seguintes características:

- não ser tóxico para o homem ou qualquer outro animal;
- ser tóxico em baixa concentração para os organismos-alvo;
- ser suficientemente solúvel em água;
- ser eficaz nas condições de temperatura e pH encontrados no meio líquido;
- ser de custo razoável em relação aos volumes de água ou efluente a desinfetar;
- não apresentar elevado risco aos operadores;
- permitir fácil medida e controle de sua concentração.

Em geral, efetua-se a desinfecção de efluentes por meio de cloro (80% da desinfecção no mundo), por apresentar várias das características anteriormente citadas. Entretanto, a adição do cloro pode ocasionar efeitos secundários indesejáveis, pois ao reagir com a matéria orgânica pode levar à formação de substâncias cancerígenas (THM). Além disso, o cloro não é um oxidante suficientemente poderoso para eliminar completamente organismos mais resistentes como os vírus. A fim de amenizar essas deficiências, outros agentes desinfetantes podem ser utilizados, como o dióxido de cloro e o ozônio.

O ozônio como desinfectante

O ozônio é um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários e outros parasitas, bem como na oxidação da matéria orgânica. Sua aplicação em tratamento de esgotos é melhor empregada em tratamentos com depuração biológica utilizando o oxigênio puro, pelo fato de reutilizar o oxigênio excedente da câmara de ozonização no reator biológico.

O ozônio age nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucléicos dos microrganismos. Nos vírus, o ozônio ataca tanto as proteínas da célula como os ácidos nucléicos.

A desinfecção de efluentes de tratamento de esgotos sanitários com ozônio vem despertando interesse, devido à preocupação com a formação de organoclorados, toxicidade dos efluentes e o custo adicional da decloração (Nuvolari *et al.*, 2003). A desinfecção com ozônio destaca-se pelos seguintes aspectos:

- rapidez da ação de desinfecção;
- elevada eficiência na inativação de microrganismos;
- baixa toxicidade encontrada nos efluentes ozonizados.

Sendo o ozônio um gás instável e de alto poder oxidante, essas características o tornam atrativo para a desinfecção de esgotos domésticos. Sua instabilidade é uma característica desejável, pois não deixa residual danoso ao meio ambiente. O alto poder oxidante é desejável porque diminui a concentração e o tempo necessários para

desinfecção. Sendo o tempo de contato e a concentração reduzidos, haverá economia na construção e na operação das instalações. Outro benefício a considerar, devido ao alto poder oxidante, é que os subprodutos orgânicos da ozonização de efluentes domésticos, tratados em nível secundário, geralmente apresentam pouca ou nenhuma toxicidade em nível agudo. Há, ainda, a vantagem da redução de cor, que mesmo nas dosagens relativamente baixas necessárias à desinfecção tem se mostrado efetiva.

O poder desinfetante do ozônio é cerca de dez vezes superior ao do cloro, para todos os tipos de microrganismos. Ele é eficaz contra esporos e cistos que são as formas mais resistentes.

Histórico

A ação germicida do ozônio foi evidenciada na França, no final do século XIX, onde começou a ser utilizado como desinfetante em Estações de Tratamento de Água (ETA). Desde então, mais de mil estações de tratamento por toda a Europa adotaram essa prática. Desde que o ozônio começou a ser utilizado, o conhecimento teórico de seus efeitos moleculares e o progresso tecnológico para sua produção tiveram considerável desenvolvimento. As técnicas de ozonização foram desenvolvidas mais significativamente nos últimos 35 anos, particularmente na França, na Alemanha Ocidental e na Suíça. Nos Estados Unidos, o ozônio começou a ser empregado posteriormente e tem crescido muito nos últimos anos. Los Angeles possui uma das maiores instalações de geração de ozônio do mundo, com o objetivo de auxiliar no processo de coagulação e no controle dos precursores de trialometanos, os THM (Hassemer, 2000).

Cronologicamente, a história do ozônio no mundo e no Brasil pode ser assim resumida:

1839 – O ozônio foi descoberto por C. F. Schönbein, estudando a decomposição eletrolítica da água. Somente após duas décadas de sua descoberta ficou claramente identificada a composição triatômica do ozônio, contendo apenas oxigênio.

1857 – Werner Von Siemens identificou a possibilidade de gerar ozônio a partir de descargas elétricas em meio gasoso. Surgem as bases para geração industrial em grande escala.

1866 – O ozônio foi reconhecido como um potente desinfetante.

1889 – O químico francês Marius Paul Otto iniciou os estudos sobre o ozônio na Universidade de Sorbone, Paris. Com isso, a ação germicida do ozônio foi evidenciada na França, onde começou a ser utilizado como desinfetante em ETAs. Logo toda a Europa adotava o uso do ozônio.

1891 – Testes em escala piloto, na Alemanha, mostravam a efetiva ação do ozônio contra bactérias.

1893 – O ozônio foi usado pela primeira vez em Estações de Tratamento de Água na Holanda.

1897 – Marius Paul Otto criou a primeira companhia especializada na construção e na instalação de equipamentos de ozonização para tratamento de água: Compagnie Provençale de L´Ozone.

1898 – Utilização de ozônio em ETA em Paris.

1901 – Utilização de ozônio em ETA na Alemanha.

1903 – Utilização de ozônio em ETA em Nova York.

1936 – Havia cerca de 100 ETAs usando ozônio na França e aproximadamente 40 em outras partes do mundo.

1960 – Pela primeira vez foram explorados os efeitos do ozônio no processo de coagulação. Observações na Escócia e na França constataram que em algumas câmaras a água sofria coagulação espontânea em contato com ozônio.

1964 a 1967 – Sistemas de tratamento de água foram construídos na França, na Suíça e na Alemanha, explorando as facilidades do ozônio como auxiliar da coagulação/floculação.

1983 – O ozônio passou a ser usado no Brasil como alternativa aos métodos convencionais de pré-cloração e pré-aeração no tratamento de águas superficiais.

1985 – O setor industrial brasileiro iniciou o uso do ozônio com a aquisição de equipamentos e procedimentos laboratoriais.

1990 – Cerca de 40 sistemas de tratamento de água nos Estados Unidos usavam ozônio e 20 novos estavam sendo construídos e projetados.

Aspectos teóricos fundamentais

Química e reações do ozônio

O ozônio é um gás incolor, parcialmente solúvel em água, instável e que evapora à temperatura de –112°C, à pressão atmosférica. Possui cheiro penetrante e é facilmente detectável em concentrações muito baixas (0,01 a 0,05 mg/L). Pode ser produzido a partir de descargas elétricas em meio gasoso. É o segundo oxidante mais poderoso, excedido em seu potencial de oxidação somente pelo flúor. É poderoso contra germes e vírus.

A qualidade mais importante da molécula do ozônio, da qual resultam suas propriedades físicas e químicas, é a grande quantidade de energia de sua molécula. Trata-se de uma forma molecular do oxigênio, cuja estrutura foi confirmada em 1872 como um triângulo triatômico alotrópico. A ressonância da estrutura das moléculas de ozônio é mostrada na Figura 5.1.

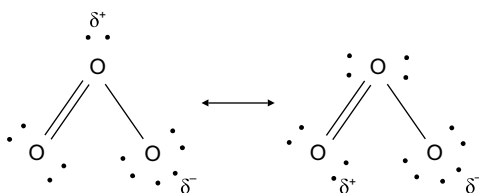



Figura 5.1 Possíveis formas da estrutura molecular do ozônio devido à ressonância magnética. *Fonte*: Langlais *et al.*, 1991.

Temperaturas elevadas, radiação ultravioleta ou a presença de agentes catalisadores podem acelerar o processo de decomposição do ozônio, o qual ocorre em cadeia, podendo ser representado por meio das reações fundamentais, como mostra a Figura 5.2.

Os mecanismos de ação do ozônio em compostos orgânicos ocorrem por reações do ozônio com esses compostos e podem ser divididos em dois tipos: reações diretas, as quais envolvem o ozônio molecular, e reações indiretas, que envolvem reações com os radicais hidroxila OH^o. A Figura 5.3 ilustra os caminhos das reações do ozônio com compostos orgânicos.

As reações diretas do ozônio molecular com compostos dissolvidos são bastante lentas e seletivas. Graças a esse caráter seletivo, pequenas doses de ozônio produzem grande efeito sobre determinadas etapas em sistemas da tratamento de água e esgotos. A maioria das reações diretas do ozônio com compostos orgânicos são baseadas na divisão da dupla ligação carbono–carbono comportando-se como um dipolo, um agente eletrofílico em aromáticos e um agente nucleofílico na dupla ligação C = N. Levando em conta a natureza eletrofílica da reação, os grupos doadores de elétrons localizados no ciclo aromático causam significante reatividade com orientação da hidroxila *orto* à posição *para*, o que ocorre com a anilina e fenol.

A hidroxilação geralmente é seguida de abertura do ciclo aromático, levando à formação de aldeídos, acetonas e ácidos. Como agente nucleofílico, o ataque ocorre essencialmente nos sítios com déficit eletrônico (Langlais *et al.*, 1991).

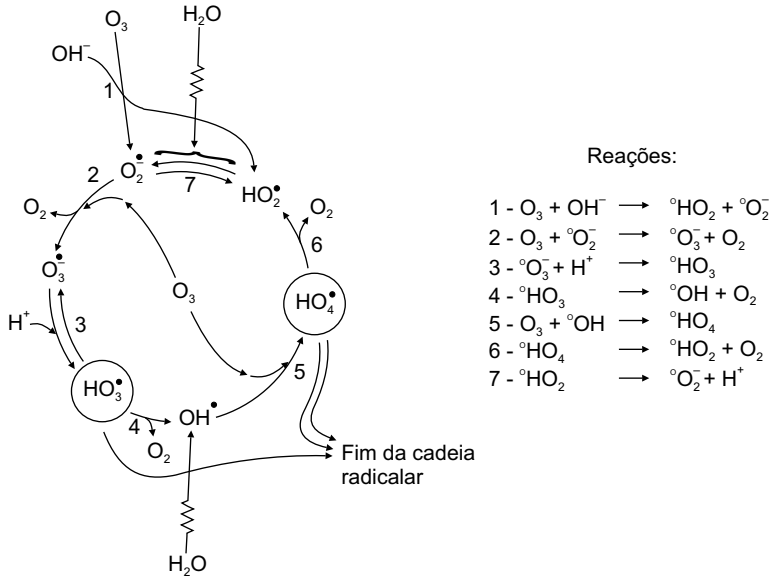



Figura 5.2 Esquema geral da decomposição do ozônio e suas reações. *Fonte*: Adaptado de Sens *et al.*, 1990.

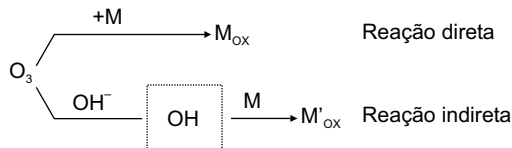



Figura 5.3 Reatividade do ozônio em soluções aquosas. *Fonte*: Adaptado de Langlais *et al.*, 1991.

Como exemplos de compostos orgânicos que reagem bem com o ozônio molecular podem-se considerar:

- compostos olefínicos (ácido oléico ou estireno): reagem em segundos;
- hidrocarbonetos poliaromáticos (podem ser carcinogênicos): reagem em segundos;
- fenol: reage em segundos. O ânion fenolato reage 10 vezes mais rápido que o fenol não dissociado.

Os seguintes compostos apresentam pouca ou nenhuma reatividade com ozônio molecular:

- benzeno: reage em dias;
- grupos alquil saturados: não reagem;
- percloroetileno e tricloroetileno (contaminantes comuns de águas subterrâneas): reação muito lenta.

As reações diretas são altamente seletivas. Somente aqueles compostos contendo grupos funcionais altamente atacados via ozônio eletrofílico tornam-se oxidados. A reação direta não funciona para oxidar poluentes derivados de solventes como alcanos, benzenos ou compostos organoclorados. Contudo, hidrocarbonetos poliaromáticos, compostos fenólicos, aminas livres (não protonadas) ou sulfitos podem ser oxidados via reação direta. Os produtos da ozonização de compostos orgânicos normalmente são espécies químicas mais polares (em geral ácidos), menos voláteis e menos lipofílicas e tendem a ser menos odorosas e tóxicas.

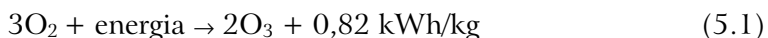
Dentre os compostos inorgânicos que reagem bem com o ozônio molecular, pode-se citar:

- sulfureto (HS^-): reage rapidamente, formando sulfato;
- sulfito (HSO_3^-);
- nitrito (NO_2^-): oxidado rapidamente, mesmo na presença de outros solutos;
- iodeto (I^-);
- brometo (Br^-): quanto mais brometo presente no efluente, mais bromato é formado pela ozonização;
- amônia (NH_3): ataca somente amônia livre ou não protonada.

Geração e aplicação de ozônio

A produção comercial do ozônio é realizada pelo "processo corona", que consiste em aplicar uma corrente elétrica em um fluxo gasoso de ar ou oxigênio. O campo elétrico aplicado fornece suficiente energia aos elétrons para que estes rompam as duplas ligações da molécula de O_2, gerando dois átomos de oxigênio. Esses átomos de oxigênio reagem com outra molécula de O_2 para formar as moléculas de O_3. Como ele não pode ser armazenado nem transportado, deve ser gerado no próprio local de consumo.

Os equipamentos atuais funcionam segundo o mesmo princípio do primeiro gerador de ozônio construído por Marius Otto, ou seja, o ar seco ou o oxigênio é introduzido em uma célula à qual é aplicada descarga elétrica, ocorrendo a seguinte reação:

$$3O_2 + \text{energia} \rightarrow 2O_3 + 0{,}82 \text{ kWh/kg} \quad (5.1)$$

A Figura 5.4 mostra esquematicamente o funcionamento da célula geradora de ozônio.

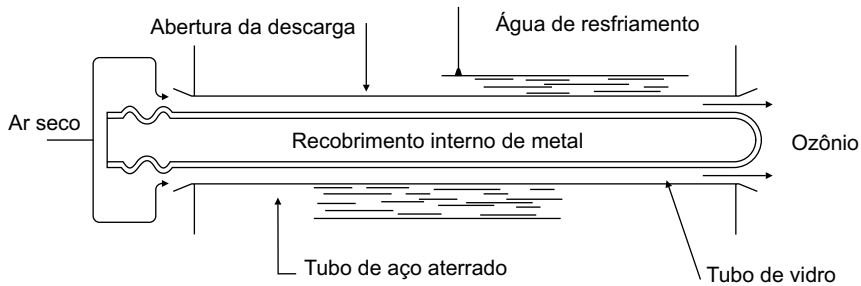



Figura 5.4 Esquema da célula geradora de ozônio. *Fonte*: Di Bernardo, 1993.

Há basicamente dois sistemas de geração de ozônio: um a partir do ar e outro a partir do oxigênio puro. Para geração a partir do ar é necessário seu pré-tratamento. As etapas desse pré-tratamento são: filtração, compressão, resfriamento e desumidificação. A Figura 5.5 mostra o fluxograma da ozonização quando se usa ar na alimentação.

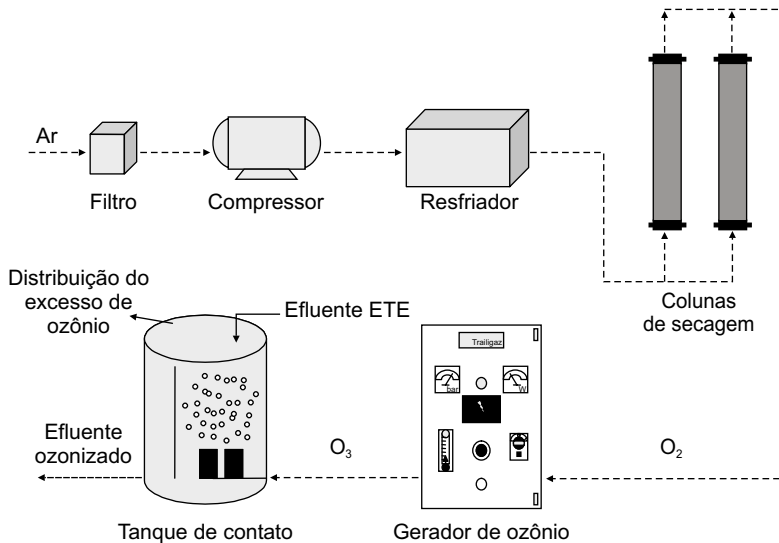



Figura 5.5 Esquema de um sistema de geração de ozônio a partir do ar.

A geração do ozônio a partir do oxigênio é realizada alimentando o gerador através de um tanque de oxigênio líquido precedido de um evaporador (Figura 5.6). As principais vantagens do processo de geração a partir do oxigênio são o menor custo de manutenção, devido à maior simplicidade do equipamento, e rendimento maior em

massa na transformação de O_2 em O_3. Essas duas vantagens acabam por produzir menor demanda de energia associada à geração pelo oxigênio. A principal desvantagem consiste no custo do oxigênio, no entanto, quando se compara o custo global da instalação (soma dos custos com equipamento, custo do capital, custo de energia e custo com oxigênio), geralmente a geração resulta em menor valor. Entretanto, a escolha entre um ou outro sistema depende das condições locais, sendo necessário um estudo econômico específico.

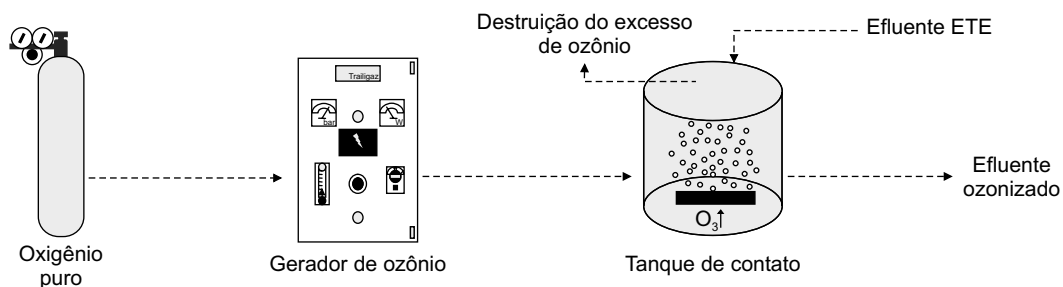



Figura 5.6 Esquema de um sistema de geração de ozônio a partir do oxigênio.

Devido à toxicidade do ozônio, ambos os sistemas requerem mecanismos de destruição do gás produzido em excesso. Essa destruição é feita termicamente por meio de aquecimento por resistência elétrica ou cataliticamente.

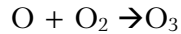
Fatores intervenientes na geração de ozônio

Os fatores a considerar na produção de ozônio por descarga elétrica, segundo Desjardins (1988), citado em Bassani (2003), são: a diferença de potencial, a freqüência da corrente elétrica, a constante dielétrica, a espessura dos dielétricos e o espaço de separação entre os dielétricos.

O rendimento do gerador de ozônio é proporcional ao quadrado da diferença de potencial, entretanto, quanto maior a diferença de potencial aplicada, maior o risco de quebra dos eletrodos. Além disso, para obter diferença de potencial elevada é necessário recorrer a uma pressão de oxigênio ou de ar elevada, o que provoca elevação da temperatura. É preciso considerar que somente 5% da energia elétrica aplicada é efetivamente usada na conversão $O_2 \rightarrow O_3$, sendo a maior parte convertida em calor, e que temperaturas elevadas aumentam a taxa de destruição do ozônio, o que implica a necessidade de sistemas de refrigeração para aplicações em escala real.

O ozônio é relativamente instável, sendo que sua formação e degradação obedecem às seguintes reações:

$$O + O_2 \rightarrow O_3$$

$$O + O_3 \rightarrow 2O_2 \quad (5.2)$$

Essa seqüência de reações indica que, quanto maior a concentração de O_3 gerada, maior a taxa de destruição para uma dada temperatura; o limite máximo de geração seria, então, determinado pela igualdade das taxas de formação e destruição do ozônio. Na prática, esse limite é atingido quando ocorre a produção de 4% em massa para geração a partir do ar e de até 10% para geração a partir do oxigênio.

A otimização econômica do processo de geração é conseguida pela aplicação simultânea de baixa diferença de potencial associada à alta freqüência, isto porque uma baixa diferença de potencial favorece a durabilidade dos eletrodos e provoca menor aumento de temperatura, ao mesmo tempo em que a alta freqüência da corrente elétrica fornece elétrons de alta energia para o rompimento das duplas ligações da molécula de oxigênio. Os geradores comerciais operam em baixas freqüências (60 Hz) e médias freqüências (entre 60 e 1000 Hz), sendo os últimos geralmente aplicados a grandes demandas de O_3.

Transferência de ozônio para a água

A transferência do ozônio para a água é usualmente baseada em processos heterogêneos, que envolvem transferência de massa do ozônio, por meio de bolhas, através da interface gás/líquido, para a água. Quando o ozônio está dissolvido no meio líquido, obedece à Lei de Henry, segundo a qual a concentração de saturação é proporcional à pressão parcial do ozônio em dada temperatura. Dentre os fatores que influenciam a constante de Henry, os considerados mais importantes são: temperatura, pH e força iônica (Langlais *et al.*, 1991).

A transferência do ozônio para a água inicia-se com a dispersão do gás na fase líquida, em forma de pequenas bolhas. Posteriormente, o ozônio é incorporado à massa líquida através da interface gás–líquido. A resistência na transferência de massa durante a fase gasosa pode ser considerada praticamente desprezível. A única resistência que pode ser encontrada durante a absorção do gás no líquido é na membrana líquida, perto da interface gás–líquido.

Para aumentar a eficiência da absorção, o gás contendo ozônio é introduzido na água sob a forma de bolhas, em colunas ou câmaras relativamente profundas, com escoamentos em sentidos contrários. Geralmente, a dissolução do ar na água varia entre 5 e l0 m^3 de ar por 100 m^3 de água. Com base na teoria de transferência de gases em água, algumas observações são importantes, como: a taxa de dissolução resulta maior com o aumento da altura da coluna líquida acima do difusor de gás; e a mistura

auxilia a transferência do ozônio para a água, mesmo com gradiente de velocidade e número de Reynolds inferiores a, respectivamente, 2.000 e 150 s^{-1}. Na Figura 5.7 é apresentada a relação da velocidade ascensional do gás em função do tamanho das bolhas em água parada, na temperatura de 20°C. O tamanho da bolha pode ser diminuído no sistema ascendente/descendente segundo o aumento da velocidade descendente do líquido.

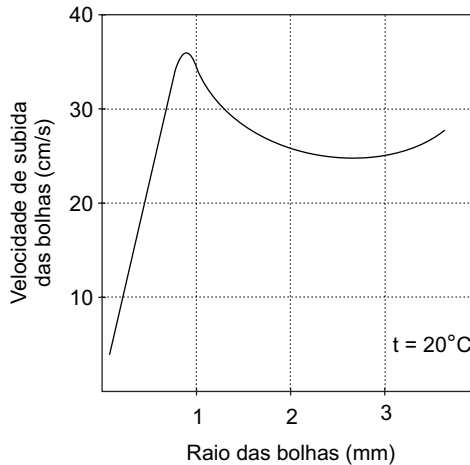



Figura 5.7 Velocidade ascensional das bolhas em função de suas dimensões. *Fonte*: Langlais *et al.*, 1991.

Há grande variedade de câmaras utilizadas para introduzir o ozônio no meio líquido, como câmara difusora de ar contra-corrente, câmara de mistura com difusores, misturadores estáticos em linha, dentre outros. As câmaras devem ser projetadas para obter alta eficiência de transferência de ozônio.

Câmaras de difusão de bolhas

Os sistemas de transferência mais amplamente usados para ozonização são câmaras com difusores que dispersam o gás em forma de bolhas. A mistura do gás no meio líquido é realizada por difusores porosos ou tubos sinterizados acoplados ao fundo da câmara. A transferência do ozônio depende da turbulência entre as fases gasosa e líquida, do número e tamanho das bolhas e da área de transferência interfacial entre as duas fases dos fluidos.

Os difusores devem produzir bolhas com diâmetro da ordem de 3 a 5 mm, o que é conseguido com difusores porosos com vazios intergranulares de tamanho compreendido entre 50 e 100 μm. As bolhas maiores são caracterizadas por áreas

menores entre o gás e o líquido, tornando a eficiência menor. O tempo de contato entre as bolhas e o líquido também influi na eficiência do processo de transferência. Quanto mais lenta a ascensão das bolhas no meio líquido, maior o tempo de contato.

A perda de carga nos difusores geralmente varia de 0,3 a 0,5 mca, e obtém-se em cada câmara (ou coluna) uma vazão de gás, nas condições normais de temperatura e pressão, da ordem de 10% da vazão de água, de forma que, para bolhas com raio de 2 mm, a área total disponível para contato resulta em aproximadamente 0,15 m^2 por m^3 de água. A pressão do gás na saída dos difusores deve ser da ordem de 0,7 atm (Di Bernardo, 1993).

A Figura 5.8 mostra um esquema de um sistema de ozonização por difusão de bolhas, com duas colunas, uma de transferência de ozônio e outra de contato.

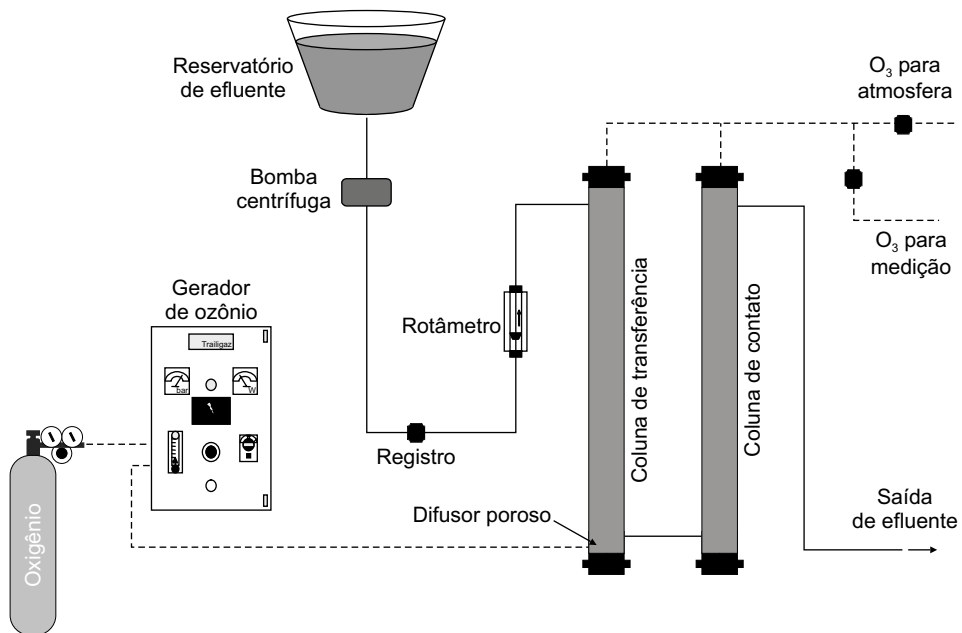



Figura 5.8 Esquema de um sistema de ozonização por difusão de bolhas. *Fonte*: Bassani, 2003.

Para aplicações reais em tratamento de água e efluentes é preciso considerar, além do fluxo difusivo (velocidade de deslocamento das fases líquida e gasosa), o fluxo de massa advectivo (decaimento temporal das concentrações de ozônio na fase líquida, provocado pelo efeito de oxidação e pela própria degradação do ozônio em oxigênio, resultante do fato de o processo de tratamento ser uma operação em contínuo).

Na maioria das unidades que usam o processo de desinfecção por ozonização, essa operação pode ser realizada em reatores de contato compartimentados em três tipos de segmentos: segmentos em que a vazão do gás e a vazão do efluente têm direções opostas (trechos em contra-corrente), segmentos em que as vazões possuem a mesma direção (trechos em co-corrente) e segmentos em que o gás não é injetado (trechos reativos).

Segundo Eiger *et al*. (1998), tem-se dado preferência a esse tipo de sistema pelo fato de ser extremamente flexível, permitindo aplicação de diferentes dosagens de ozônio em diferentes compartimentos do sistema e sua conseqüente otimização no tocante ao atendimento de um ou mais objetivos. O esquema desse tipo de reator é mostrado na Figura 5.9.

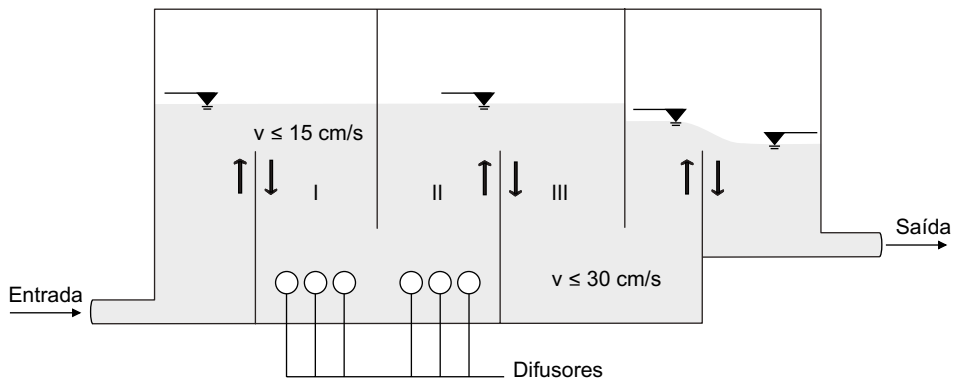



Figura 5.9 Esquema do reator de contato. *Fonte*: Adaptado de Eiger *et al*., 1998, e Di Bernardo, 1993.

Reatores com turbinas

Nesse tipo de reator (Figura 5.10), a água é introduzida na zona de dispersão da turbina em sentido descendente, ao encontro do fluxo de gás ozônio insuflado abaixo dela. O reator da turbina deverá provocar cisalhamento das bolhas de gás ozonizado e assegurar, assim, boa difusão da mistura do gás com o líquido.

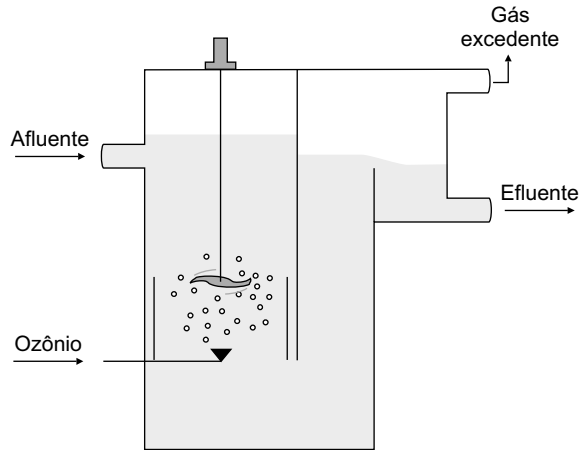



Figura 5.10 Tanque de contato equipado com turbina. *Fonte*: Adaptado de Chernicharo *et al.*, 2001.

Reatores com injetor de gás ozônio

Nesse tipo de reator (Figura 5.11) é construído um tanque com tubo central, aonde chega o afluente a tratar; a vazão no tubo aspira o gás e alimenta o tanque pelo fundo. A velocidade deverá ser tal que quebre as bolhas e carregue a emulsão criada no sentido descendente.

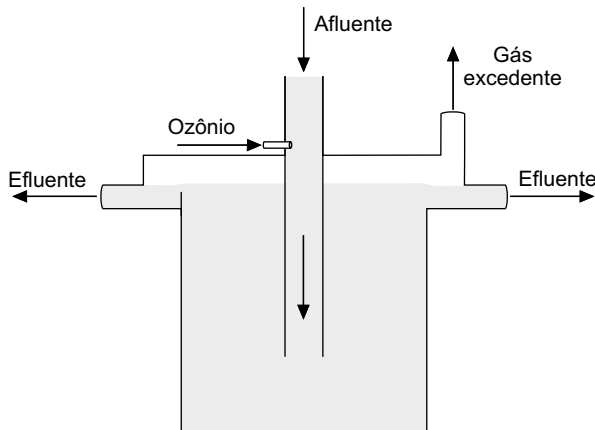



Figura 5.11 Tanque de contato por injetor. *Fonte*: Adaptado de Chernicharo *et al.*, 2001.

Reator tipo "tubo em U"

Este tipo de reator transfere o gás para o líquido por meio de forte pressão e grande área de troca. Possui parte central descendente, na qual é introduzido o gás, que é disperso por um sistema que assegura a difusão na forma de finas bolhas (Figura 5.12). Após a aplicação do ozônio, a emulsão criada desce até o fundo do tubo em U, onde a área de troca é grande. A emulsão, após sair do tubo descendente, sobe até a superfície, aumentando o diâmetro das bolhas.

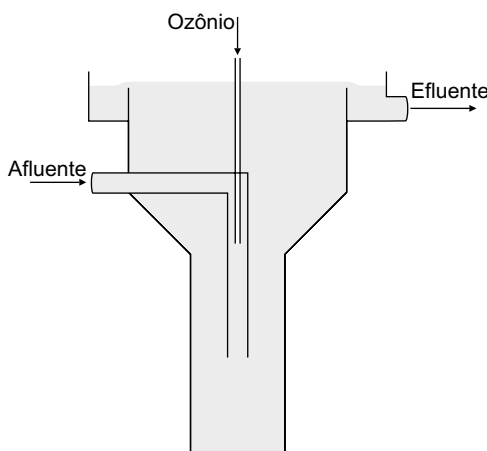



Figura 5.12 Reator tipo "tubo em U". *Fonte*: Adaptado de Chernicharo *et al.*, 2001.

Misturadores estáticos

De acordo com Laplanche (1995), citado em Hassemer (2000), os misturadores estáticos proporcionam ótima transferência do gás para o meio líquido, cerca de 80% a 85%, com tempo de contato muito reduzido (1 a 2 segundos). Esses dispositivos normalmente são confeccionados em aço inoxidável, em módulos, dispostos verticalmente em série no interior de uma tubulação. Cada módulo é composto por uma série de chapas onduladas, soldadas perpendicularmente, uma em relação a outra. O líquido flui pelos módulos em sentido descendente, enquanto o gás ozônio, injetado em linha, a montante dos módulos, é arrastado pela água enquanto tenta fluir em sentido contrário. Para obter bons resultados na transferência deve-se observar a seguinte relação entre vazão do gás (Qg) e vazão do líquido (QL): $Qg/QL \leq 0,15$.

A Figura 5.13 mostra o esquema de um misturador estático e a fotografia de alguns módulos.

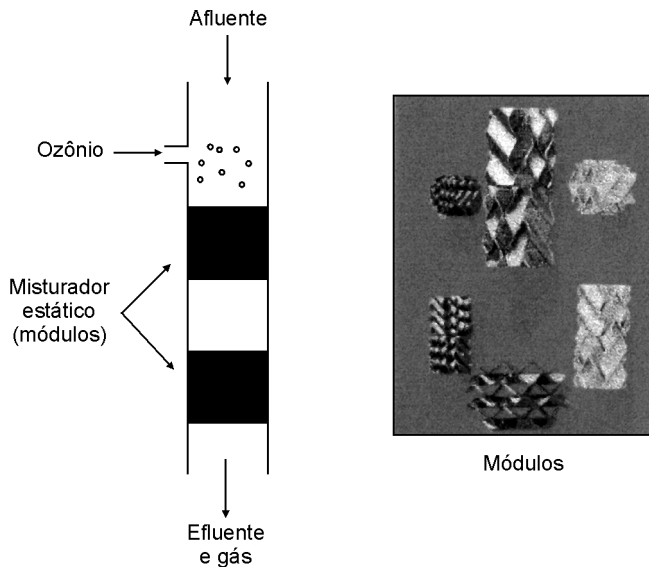



Figura 5.13 Esquema do misturador estático e módulos em aço inox. *Fonte*: Adaptado de Dalsasso, 1999.

Capacidade de geração e eficiência de transferência

Concentração de ozônio no meio líquido

A concentração de ozônio na água ozonizada pode ser medida pelo método específico do trisulfonato índigo, que tem por base o princípio da oxidação seletiva de uma molécula orgânica colorida, pelo ozônio molecular, em condições experimentais. A descoloração é proporcional à concentração de ozônio da água analisada.

Concentração de ozônio no gás

A concentração de ozônio no gás é medida, principalmente, pelo método iodométrico manual, bem como pelo método de espectrometria UV diretamente sobre o fluxo gasoso.

No método iodométrico a concentração de ozônio no gás é avaliada por titulação, com tiossulfato de sódio, de uma solução de iodeto de potássio, na qual o gás é borbulhado em tempo predeterminado. A eficiência de transferência é definida pela diferença entre a concentração de ozônio no gás gerado pelo ozonizador (*feed gas*) e a concentração de ozônio no gás excedente (*off gas*), conforme a Equação 5.3.

$$\text{Eficiência }(E) = \frac{[O_3]\ \textit{feed gas} - [O_3]\ \textit{off gas}}{[O_3]\ \textit{feed gas}} \tag{5.3}$$

A concentração de ozônio transferida é determinada conforme a Equação (4):

$$[O_3]\ \text{transferido} = \frac{E \times [O_3]\ \textit{feed gas} \times Qg}{Qef} \tag{4}$$

Sendo:

E = eficiência de transferência (decimal);
$[O_3]$ *feed gas* = concentração de ozônio gerada pelo ozonizador (mg/L);
$[O_3]$ *off gas* = concentração de ozônio na saída da coluna (mg/L);
Qg = vazão do gás ozônio (L/h);
Qef = vazão de efluente (L/h);

Considerações sobre a hidráulica dos reatores e o fator CT

O tipo de fluxo a ser adotado, fluxo pistão ou mistura completa, depende do objetivo do processo de ozonização. Assim, se o objetivo principal for a oxidação de material orgânico, o fluxo em mistura completa será mais eficiente; se o objetivo principal for a desinfecção, um reator trabalhando em fluxo pistão será mais indicado.

Quando o objetivo for a oxidação, o fator mais importante é o consumo de ozônio por unidade volumétrica de reator; assim, garante-se que a concentração de ozônio seja uniforme em todo o volume do reator.

Quando o objetivo for a desinfecção, o fator mais importante a ser observado será o fator CT, que corresponde à concentração (C, em mg/L) de ozônio residual em água a ser mantida durante determinado tempo (T, em min) para conseguir desinfecção eficiente, sendo importante para determinar ou prever a eficiência germicida de um desinfetante. O fator CT é uma versão da lei de Chick-Watson (Nuvolari, 2003).

O fator CT deve ser o maior possível. O objetivo é manter a concentração de ozônio residual no líquido pelo maior período possível. Nesse caso, os reatores em fluxo pistão são mais adequados que os de mistura completa, porque consomem menos

ozônio para manter a mesma concentração dissolvida na fase líquida. Além disso, o tempo de retenção hidráulica teórico em fluxo pistão é mais próximo do tempo de retenção hidráulica real do que nos reatores de mistura completa, o que facilita o projeto e o controle operacional do fator CT.

Para o caso da desinfecção de efluentes domésticos, em que a presença de material orgânico oxidável ainda é considerável, do ponto de vista do consumo de ozônio, a solução ideal seria realizar o processo em duas etapas, a primeira trabalharia em mistura completa, promovendo a oxidação do material orgânico, e a segunda trabalharia em fluxo pistão, em que o fator CT seria otimizado.

Para conseguir economicamente a aplicação de doses maiores de ozônio é melhor trabalhar com geradores de rendimento maior, acima de 4% em peso. Essa recomendação é válida especialmente para o caso da desinfecção de efluentes domésticos, em que as dosagens mínimas para desinfecção são aproximadamente duas vezes superiores àquelas utilizadas para desinfecção de água tratada.

É preciso considerar, ainda, que o fator CT deve ser referenciado a um tipo de microrganismo e à razão de eliminação desse microrganismo, geralmente expressa em unidades logarítmicas. Assim, para cada organismo há vários valores para o fator CT, sendo cada um associado a uma razão de eliminação de 1, 2, 3 ou 4 unidades logarítmicas. Geralmente, adota-se como valor de referência o fator CT associado a 4 unidades logarítmicas.

É evidente que quanto mais alto o valor CT, para determinada taxa de eliminação, mais resistente é o microrganismo em questão. No entanto, é preciso considerar que fatores físico-químicos do efluente, como pH, temperatura, carbono orgânico total, turbidez e alcalinidade, além da variabilidade de resistência entre as populações de microrganismos, afetam o fator CT requerido para uma eficiente desinfecção.

A Tabela 5.1 mostra os valores de CT para a inativação de cistos de *Giardia* sp. para diferentes temperaturas e uma faixa de pH compreendida entre 6 e 9.

Os fatores que intervêm na eficiência do processo de desinfecção por ozônio estão associados às características físico-químicas do efluente, que influenciam a concentração, a especiação e o grau de contato com os organismos-alvo, ou às características de resistência biológica dos microrganismos ao ozônio. Pode ocorrer ainda uma combinação entre ambos os fatores.

Tabela 5.1 Fator CT, em mg.min/L, para inativação de *Giardia* em diferentes temperaturas, proposto pela EPA.

Inativação	Temperatura			
	10ºC	**15ºC**	**20ºC**	**25ºC**
1 log	0,48	0,32	0,24	0,16
1,5 log	0,72	0,48	0,36	0,24
2 log	0,95	0,63	0,48	0,32
2,5 log	1,2	0,79	0,6	0,4
3 log	1,4	0,95	0,72	0,46

Fonte: Langlais *et al*., 1991.

Fatores intervenientes no processo de desinfecção por ozônio

Características físico-químicas do efluente

Segundo Langlais *et al*. (1991), as principais características físico-químicas que influem no processo de desinfecção por ozônio são:

Temperatura: a taxa de decaimento dos microrganismos aumenta com o aumento da temperatura do líquido. De acordo com a teoria de Van't Hoff-Arrhenius, a temperatura determina em parte a taxa de difusão do desinfetante através das membranas do microrganismo e também sua taxa de reação com o substrato. Geralmente, um acréscimo de 10ºC aumenta em um fator de 2 ou 3 a taxa de reação com o substrato. No entanto, quando ocorre aumento de temperatura, o ozônio torna-se menos solúvel e menos estável em água, embora a taxa de reação com o substrato orgânico dos microrganismos aumente. Grande número de experimentos tem mostrado que, para uma faixa de temperatura compreendida entre 0 e 30ºC, o efeito da instabilidade do ozônio em água é amplamente compensado pelo aumento de sua reatividade com o substrato orgânico dos microrganismos. Ainda segundo Langlais *et al*. (1991), em função desse fenômeno, a medição CT é menos precisa para o ozônio do que para outros desinfetantes, devido a sua alta volatilidade e reatividade e conseqüente dificuldade em manter teores residuais na fase líquida.

Turbidez: os microrganismos geralmente aparecem em meio aquático agregados a partículas sólidas de origem mineral ou orgânica que podem protegê-los do contato direto com o agente desinfetante. Ainda pode ocorrer de bactérias e vírus serem protegidos do desinfetante por serem ingeridos por nematóides ou outros macroinvertebrados (Bitton, 1994). A turbidez, no entanto, não é um bom parâmetro para avaliar a demanda de ozônio residual

necessário para desinfecção. O efeito de inibição está mais associado à composição das partículas do que a seu tamanho ou concentração na fase líquida. Assim, partículas de natureza mineral, de difícil oxidação, têm mostrado pouco efeito de inibição sobre a taxa de decaimento dos microrganismos, ao passo que partículas orgânicas, mesmo em baixas concentrações, têm sido bem mais efetivas em reduzir essa taxa. Experimentos realizados por Foster, em 1980, demonstraram redução na taxa de decaimento pela ação do ozônio para poliovírus 1, quando estes vinham associados a coliformes fecais em uma solução que possuía apenas 5 NTU de turbidez. Em outro experimento, a taxa de decaimento do poliovírus 1 não foi significativamente afetada por uma solução de bentonita que tinha os mesmos 5 NTU de turbidez.

COT: a concentração de carbono orgânico total na fase líquida é um dos parâmetros mais importantes para a determinação da concentração de ozônio a ser aplicada, uma vez que a matéria orgânica provoca o consumo de oxidante. A magnitude desse consumo é muito significativa; por exemplo, a dose aplicada para a desinfecção em água filtrada em uma ETA convencional é cerca de duas vezes menor que a necessária para desinfetar esgotos tratados de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de lodos ativados por aeração prolongada.

pH: a maioria dos dados disponíveis na literatura indica que a eficiência da desinfecção por ozônio é pouco afetada na faixa de pH dos efluentes domésticos (entre 6 e 8). No entanto, experiências realizadas por Facile *et al.* (2000), demonstram diferenças no valor de CT para esporos de bactérias aeróbicas, relacionadas à variação do pH de 6,3 para 8,2, sendo que o fator CT necessário foi menor para o pH mais baixo. Outros dados levantados por Wickramanayake *et al.* (1984), citados em Facile & Barbeau (2000), sugerem que a inativação de cistos de *Giardia murys* melhora quando o pH passa de 7 para 9. O cruzamento das informações dos dois trabalhos citados sugere que o efeito do pH esteja relacionado ao tipo de microrganismo-alvo, e não a uma influência relacionada à especiação do ozônio em água, a qual é influenciada pelo pH.

Resistência dos microrganismos ao ozônio

A resistência dos microrganismos ao ozônio ou a qualquer agente de desinfecção é influenciada pela espécie e pela forma que os mesmos aparecem no meio. Por exemplo, formas encistadas de protozoários são bem mais resistentes que sua forma livre. Os efeitos do ozônio sobre os principais tipos de microrganismos de interesse para o processo de desinfecção de efluentes domésticos aparecem listados a seguir:

Efeitos sobre bactérias: a inativação das bactérias pode ser considerada uma reação de oxidação de vários constituintes celulares. Esse efeito é conseguido devido ao alto potencial de oxidação do ozônio e de seus produtos de degradação em água (radicais livres de oxigênio e íons OH). O primeiro alvo da oxidação certamente é a membrana celular, no entanto, há experiências

que evidenciam a ação do ozônio sobre a atividade enzimática de bactérias. Segundo Langlais *et al*. (1991), resultados obtidos por Vrochinski (em 1963) indicaram a perda da capacidade de metabolizar açúcar devido à ozonização. A morte das bactérias ocorre devido a mudanças de permeabilidade da membrana celular seguida de lise da célula, embora a lise celular não seja considerada mecanismo primário da inativação. A oxidação e a inativação pelo ozônio são muito rápidas, além de serem inespecíficas em relação aos constituintes celulares, existindo dados que evidenciam a ação do ozônio sobre as bases púricas e pirimídicas dos ácidos nucléicos de *E. coli.*

Efeitos sobre vírus: os vírus patogênicos geralmente possuem um tempo de permanência bem maior que o das bactérias no meio ambiente, em alguns casos esta sobrevida pode passar de 48 horas (Lima, 1996); além disso, há muitas doenças virais de transmissão hídrica. É bem reportada na literatura a ação de destruição do ozônio sobre as proteínas que compõem o capsídeo dos vírus; uma vez que as proteínas do capsídeo são as responsáveis pela fixação do vírus na célula hospedeira, a capacidade infectiva do vírus fica comprometida. Altas concentrações de ozônio podem destruir completamente o capsídeo.

Efeitos sobre *Giardia* sp.: este protozoário é encontrado no meio ambiente exclusivamente sob a forma de cistos, sendo bem documentada a ocorrência de infecções provocadas por esse microrganismo, de origem hídrica. Esses cistos são altamente resistentes no meio ambiente, permanecendo viáveis por até três semanas a 5°C. O maior valor de CT reportado na literatura foi para os cistos de *Giardia muris*, tendo o valor de 1,94 mg.min/L em pH 7 e à temperatura de 5°C.

Efeitos sobre *Cryptosporidium* sp.: este protozoário é um parasita que infecta diversos hospedeiros animais, incluindo o homem. No homem, a criptosporodiose é uma infecção que dura em torno de quatro semanas, sendo autolimitada; no entanto, em hospedeiros imunocomprometidos, especialmente aqueles com a síndrome da imunodeficência adquirida (AIDS), a infecção produz severa e prolongada diarréia, para a qual não existe tratamento quimioterápico adequado, portanto, contribui para a mortalidade. O pequeno tamanho desses cistos, em torno de 5 µm, aliado a sua alta resistência aos agentes desinfetantes, constitui um complicador para a eliminação em estações de tratamento de água e esgoto. Estudos realizados por Langlais *et al*. (1991), resultaram em valores de CT de 4,4 mg.min/L para eliminação de uma concentração inicial de 10^4 oocistos de *Cryptosporidium* por litro, em pH 7 e à temperatura de 20°C.

Efeitos sobre amebas: amebas são protozoários encontrados no meio ambiente sob a forma de cistos, uma vez que a forma de trofozoíde geralmente é usada para reprodução dentro do hospedeiro, além de ser frágil demais para sobreviver no meio ambiente. No entanto, alguns gêneros de amebas, como

Naegleria e *Acanthaboeba*, podem existir no meio sob a forma de cistos e também de trofozoídes. O interesse especial quanto a esses dois gêneros se prende ao fato de que muitos de seus membros são parasitas humanos. Observações microscópicas demostram que as formas trofozoídes de *Naegleria* e *Acanthaboeba* são facilmente destruídas por ação do ozônio, devido ao rompimento da membrana celular. Um residual de ozônio na fase líquida de 0,2 mg/L, mantido durante 30 segundos, é suficiente para reduzir a população de trofozoídes ativos em até 4 unidades logarítmicas. Quanto às formas encistadas, a literatura menciona valores de CT variando entre 0,7 mg.min/L e 2,12 mg.min/L, dependendo da temperatura e do pH do meio (Langlais *et al*., 1991).

Para efeitos comparativos entre o ozônio e o dióxido de cloro, aparecem listados na Tabela 5.2 seus respectivos valores de CT para eliminação de 99% de vários tipos de microrganismos, a 5ºC e com pH compreendido entre 6 e 7.

Tabela 5.2 Valores de CT (mg.min/L) para ClO_2 e O_3.

Microrganismos	ClO_2	O_3
E. coli	0,4-0,75	0,002
Pólio 1	0,2-6,7	0,1-0,2
Rotavírus	0,2-2,1	0,006-0,06
Cistos de *Giardia lamblia*	–	0,5-0,6
Cistos de *Giardia muris*	7,2-18,5	1,8-2
N. gruberi (NEG)	15,47	4,23

Fonte: Adaptado de Langlais *et al*. (1991).
Observação: O fator CT é muito influenciado pela temperatura, assim, por exemplo, o valor de CT em relação ao ozônio, para *N. gruberi* (NEG) a 25ºC, é de apenas 1,29 em vez de 4,23, como mostra a tabela. Outro ponto que não foi considerado é o número de unidades logarítmicas removidas para cada microrganismo.

Princípios de toxicologia aplicados à desinfecção

Os processos de desinfecção de esgotos sanitários fatalmente acabam por introduzir nos ecossistemas aquáticos subprodutos potencialmente danosos à biota. Esse fato é especialmente válido para os processos que empregam agentes oxidantes, como o cloro, o dióxido de cloro e o ozônio. A presença dessas substâncias sempre representa um risco aos seres vivos, não existindo praticamente o que poderia se chamar de "risco zero", ou seja, 100% de segurança quando ocorre exposição a essas substâncias. O risco que um agente químico impõe ao ambiente aquático é avaliado pelo julgamento científico da probabilidade dos danos que suas concentrações ambientais, conhecidas

ou estimadas, podem causar. Nessa perspectiva, o conceito de segurança passa a ser entendido como julgamento ponderado da aceitabilidade do risco, ou seja, o agente químico será considerado seguro se seus riscos forem julgados aceitáveis (Cairns & Dickson, 1980).

No entanto, a avaliação desse risco pelo conhecimento das concentrações dos subprodutos potencialmente tóxicos da desinfecção é uma tarefa complexa, devido ao grande número de variáveis envolvidas, ou seja, o efluente é uma mistura muito complexa de componentes, sendo assim, fica difícil avaliar todas as relações entre a aplicação do desinfetante e a geração de subprodutos específicos para cada componente da mistura. Além disso, há outras dificuldades: o comportamento físico-químico dos componentes de uma mistura complexa geralmente é diferente do comportamento do componente quando separado da mistura, dificultando a avaliação de fenômenos de antagonismo e sinergismo tóxico entre os componentes da mistura. Essa dificuldade é especialmente válida para o caso do ozônio, em que a formação de subprodutos é fortemente influenciada pela composição do efluente. Em relação ao ozônio, há, ainda, grande complexidade analítica para determinação de subprodutos, uma vez que os mesmos têm suas concentrações determinadas por técnicas de cromatografia gasosa associada à espectrofotometria de massa.

De maneira geral, duas abordagens podem ser empregadas na avaliação do risco ao meio ambiente devido à presença de agentes tóxicos presentes em efluentes líquidos: controle pelo conhecimento das concentrações de agentes tóxicos e controle do efluente como um todo (Cetesb, 1992). O controle por determinação das concentrações dos subprodutos, para o caso do ozônio, implica todas as dificuldades citadas anteriormente. O controle do efluente como um todo tem por base o conhecimento das concentrações ambientais do efluente, ou seja, de uma mistura complexa de componentes e da toxicidade dessa mistura. Toxicidade é entendida como propriedade inerente ao agente químico que produz efeitos danosos a um organismo quando este é exposto durante um certo tempo a determinadas concentrações (Cairns & Dickson, 1980). Segundo essa abordagem, a enorme gama de fatores e interações em misturas complexas pode ser reduzida a uma única variável, ou seja, à toxicidade da mistura. Caso sejam conhecidas a toxicidade e as concentrações ambientais da mistura, isto é, do efluente, pode-se realizar uma avaliação do risco que o lançamento do efluente representa para a biota aquática. No entanto, essa abordagem também apresenta algumas limitações, a saber: não é possível determinar a causa específica da toxicidade, o resultado é específico para uma dada situação e há algumas dificuldades inerentes ao método de determinação da variável toxicidade.

Testes de toxicidade

Os testes de toxicidade consistem basicamente na exposição de organismos representativos, sob o ponto de vista ecológico, às concentrações conhecidas do agente tóxico por um período determinado. A magnitude da resposta desses organismos ao

agente é avaliada por meio de algum efeito sobre os organismos, que também tenha significado ecológico. Neste sentido, efeitos sobre funções biológicas fundamentais como reprodução, crescimento, mutagenicidade e morte afetam diretamente as características das diversas comunidades aquáticas em suas inter-relações recíprocas e entre elas e o meio ambiente (Cetesb, 1992).

Considerando que a toxicidade é uma variável dependente da concentração do agente tóxico e do tempo de exposição dos organismos a esse agente, existem basicamente três níveis de mensuração desta variável, a saber:

Toxicidade aguda: toxicidade aguda é a manifestação de um efeito em um curto espaço de tempo após administração de dose única de uma substância. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância quando não se tem noção ou somente noções teóricas, muito restritas, sobre a substância a ser estudada. O ensaio de toxicidade aguda permite: estabelecer relação entre a dose administrada e a intensidade de efeitos adversos observados e calcular a dose ou concentração letal (DL 50 ou CL 50), expressão matemática da dose ou concentração da substância que provoca a morte de 50% da população exposta.

Toxicidade subaguda: por definição, a toxicidade subaguda é a manifestação de um efeito resultante de administrações repetidas de uma substância durante um período de 14 dias a 3 meses. Sua determinação deve ser realizada após obter resultados de toxicidade aguda. Ela fornece: informações sobre os efeitos tóxicos potenciais após exposições repetidas durante um período limitado, informações sobre os órgãos-alvo, evidência de efeitos reversíveis e irreversíveis, existência ou não de fenômenos cumulativos e efeitos retardados, além de uma base de dados para escolha das doses (concentrações) para o estudo de longo termo.

Os testes de toxicidade subaguda são realizados pela administração cotidiana da substância a ser testada em diferentes doses (concentrações) a diversos grupos de reativos biológicos, à razão de um valor de dose por grupo, durante um período de 14, 28 ou 90 dias, segundo os objetivos do ensaio. Durante o período de administração, os indivíduos são observados de maneira a registrar todas manifestações eventuais de toxicidade: observações minuciosas do comportamento, medidas de valores quantificáveis, como crescimento, consumo de alimento e exames hematológicos, bioquímicos ou funcionais adaptados.

Os animais mortos durante o estudo e os sobreviventes sacrificados ao fim do ensaio são todos autopsiados. Os órgãos são retirados e analisados utilizando técnicas apropriadas de histopatologia.

O estudo de toxicidade subaguda deve permitir estabelecer uma relação entre as doses (concentrações) administradas e os efeitos observados, além de conduzir a

uma estimativa de um nível sem efeitos. Os resultados fornecerão informações sobre os efeitos de exposições repetidas de uma substância. Esse tipo de estudo, se bem que limitado, pode fornecer informações úteis sobre o nível sem efeito e, portanto, ajudar a definir um nível de exposição admissível para o homem e o meio ambiente.

Toxicidade crônica: o objetivo de um estudo de toxicidade crônica é caracterizar o perfil toxicológico de uma substância em uma espécie, após exposição repetida e prolongada, acima de 90 dias. Nas condições desse ensaio, devem manifestar-se os efeitos que necessitam de longo período de latência ou que são cumulativos.

A metodologia proposta deve permitir a detecção da toxicidade geral, compreendendo em particular os efeitos sobre as principais funções fisiológicas, os efeitos bioquímicos e hematológicos, assim como os efeitos anatomopatológicos.

Os resultados obtidos deverão permitir avaliar: a latência de aparecimento dos efeitos em função da dose ou da concentração, a natureza dos efeitos (função, órgãos atingidos, etc.), uma dose única sem efeitos tóxicos e uma dose com efeitos tóxicos, a possibilidade de reversibilidade dos efeitos e a relação entre a quantidade do tóxico no sangue e nos tecidos.

A substância é administrada durante um logo período em doses (concentrações) compatíveis com a sobrevivência dos elementos-teste. A duração do ensaio pode ser muito variável, de seis meses a muitos anos. Em geral, muitos estudos são realizados em dois anos. Por causa da duração do experimento e dos sacrifícios intermediários necessários para alguns estudos, o número de elementos testados deve ser mais importante que nos casos de estudos de toxicidade aguda e subaguda. A escolha das doses (concentrações) é função dos resultados obtidos nos ensaios de toxicidade aguda e subaguda.

Como para o estudo de toxicidade subaguda, os reagentes biológicos são observados regularmente, de maneira a detectar todas as manifestações tóxicas. Mas a diferença entre toxicidade subaguda e toxicidade crônica está no fato de a toxicidade crônica permitir revelar com maior probabilidade os efeitos a longo termo, como os efeitos cumulativos ou sua somatização.

Exames clínicos, bioquímicos e hematológicos são efetuados em intervalos regulares. Às vezes parte dos elementos é sacrificada durante o estudo, a fim de observar a aparição e a evolução de lesões anatomo-histopatológicas. O conjunto desses exames permite acompanhar o desenvolvimento e evolução dos efeitos tóxicos durante o tempo de vida. Os testes estatísticos apropriados são aplicados sistematicamente aos resultados. Esses testes devem ser interpretados com prudência e espírito crítico (Cetesb, 1992).

Testes de toxicidade de curta duração aplicados à desinfecção por ozônio

CL50: a determinação da concentração letal a 50% da população geralmente é realizada com microcrustáceos, *Daphinia magna* ou *Daphinia similis* e peixes. Esses organismos são representativos do ambiente que entrará em contato com os subprodutos da desinfecção, sendo que o que está sendo avaliado, na realidade, é a ação desses subprodutos, não o ozônio diretamente. O teste consiste em expor os organismos-alvo a várias concentrações do efluente desinfectado por um tempo determinado, geralmente variável entre 24 e 96 horas. Essas diferentes concentrações são obtidas por diluição do efluente em água preparada em laboratório, cuja composição e características físico-químicas são fixadas em norma. É necessário determinar a faixa de concentração para determinar a CL50. Esse estudo preliminar geralmente é feito com diluições que tem entre 100% (efluente puro) e 10% (90% de água reconstituída). A partir desse estudo preliminar a faixa de variação das concentrações é reduzida. A partir desse novo intervalo de concentrações são realizados repetidos ensaios para determinação estatística, geralmente com 95% de confiança, cuja concentração provoca a morte de 50% da população.

A maioria dos resultados dos testes de toxicidade aguda realizados com peixes relaciona a CL50 com a concentração residual de ozônio na água. Esses resultados indicam grande variabilidade de sensibilidade ao ozônio entre as espécies, sendo obtidos valores de CL50 de 0,0093 mg/L de ozônio residual para 96 horas de exposição, tendo como organismo-teste o *Salmo gairdnere* (truta arco-íris), e de 0,06 mg/L para *Lepomis macrochrius* em 24 horas de exposição. Considerando o processo de desinfecção de efluentes sanitários por ozonização, observa-se que a concentração de ozônio residual atinge valor nulo em poucos minutos e, portanto, se houver toxicidade a organismos aquáticos, esta será associada aos subprodutos da desinfecção e não ao ozônio propriamente dito.

Formação de micronúcleos: nos últimos anos, numerosos estudos têm mostrado que os contaminantes químicos dispostos no ambiente, quando ingeridos por algumas espécies de organismos, ligam-se ao DNA, podendo resultar em processos de mutagênese, teratogênese e carcinogênese (Kurelec, 1993).

Os compostos que atuam direta ou indiretamente sobre o DNA, produzindo efeitos detectáveis em concentrações subletais, são chamados de genotóxicos. Os agentes genotóxicos danificam o DNA, aumentando a taxa de mutação que ocorre espontaneamente em células de organismos vivos. Mudanças no DNA, induzidas por substâncias genotóxicas, podem ocorrer em células somáticas e/ou germinativas. Tanto nas células somáticas como nas germinativas os genotóxicos podem levar à indução, promoção e progressão do câncer e, eventualmente, à morte da célula.

Alguns autores afirmam que em animais aquáticos os efeitos dos genotóxicos podem ser evidenciados sob a forma de modificações genéticas, como troca de cromátides irmãs, aberrações cromossômicas e/ou formação de micronúcleos.

O estudo do micronúcleo constitui-se em um dos métodos de medidas de danos cromossômicos espontâneos ou induzidos, ou ainda erros de segregação, uma vez que o micronúcleo resulta da produção de fragmentos acêntricos ou de cromossomos inteiros que se atrasam em relação aos demais em sua migração para os pólos da célula em anáfase. Quando a célula entra em telófase, tanto os fragmentos acêntricos como os cromossomos inteiros perdidos por problemas no fuso mitótico são incluídos nas células filhas, podendo fundir-se com o núcleo principal ou formar um ou mais núcleos secundários: os micronúcleos.

A presença de micronúcleos pode ser considerada uma indicação de ocorrência prévia de aberrações cromossômicas estruturais ou numéricas em algum momento do ciclo de vida das células (Carrano & Natarajan, 1996).

Os micronúcleos são facilmente detectados em células interfásicas como corpúsculos intracitoplasmáticos livres. Esses corpúsculos são pequenos, arredondados a ovais, encontrados no citoplasma normalmente ao lado do núcleo principal. Sua semelhança com o núcleo principal em forma, textura, coloração e conteúdo de DNA facilita sua detecção.

Aspectos de saúde pública

A aspiração direta do ozônio é extremamente perigosa, por sua alta toxicidade ao ser humano. A ingestão direta, por intermédio da água ozonizada, não representa perigo sério ao ser humano, pois a meia-vida do ozônio dissolvido na água é relativamente curta. A tolerância do ser humano, quando exposto em local com ozônio no ar, pode ser observada na Figura 5.14. Quando exposto durante cerca de 2 horas a uma dosagem de ozônio da ordem de 2 mg/L, o ser humano sente secura na boca e na garganta, dores no peito, perda de habilidade mental, dificuldade de coordenação e articulação, tosse e perda de 13% da capacidade vital (Di Bernardo, 1993).

O tratamento específico para a intoxicação do ozônio não existe. O tratamento sintomático consiste apenas em repouso, oxigênio, analgésico, antibióticos e antitosse. A prevenção da intoxicação profissional pode ser obtida evitando a exposição das pessoas que sofrem de infecções ou outras doenças das vias respiratórias. Vários países fixaram a TLV (Threshold Limit Value) de 0,1 ppm de ozônio, para um período de 40 horas por semana, e valor-limite, para um tempo de exposição de 10 min, igual a 0,3 ppm.

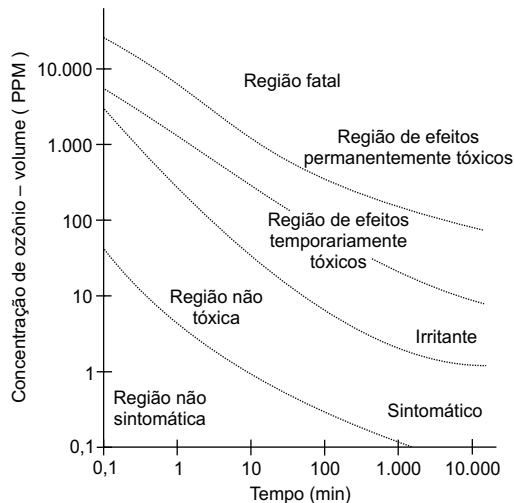



Figura 5.14 Tolerância do ser humano ao ozônio. *Fonte*: Di Bernardo, 1993.

Experiências no âmbito do PROSAB

As pesquisas de desinfecção de esgoto sanitário utilizando o ozônio foram realizadas pelas instituições: UFSC-SC, PUCPR e USP-SP.

Experiência da UFSC

A pesquisa foi realizada na ETE Insular da CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), em Florianópolis. A estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados, aeração prolongada, se caracteriza por apresentar um efluente de boa qualidade, com baixos valores de DQO, SST, turbidez e colimetria.

A Figura 5.15 mostra aspectos da instalação da unidade piloto utilizada na pesquisa. O gerador de ozônio tem capacidade de 22 g O_3/h, com concentração de 40 g O_3/m^3 a partir de oxigênio puro. A capacidade de produção foi avaliada através da titulação com uma solução de iodeto de potássio. Os ensaios de desinfecção foram realizados em batelada (descontínuo) e em contínuo.

No processo em descontínuo (a), o reator era formado de uma coluna em acrílico com 1,80 m de altura útil e 0,06 m de diâmetro interno. A alimentação do sistema foi feita por bombeamento, sendo o ozônio introduzido na base da coluna através de um difusor poroso. O efluente era recirculado em contra-corrente à direção do fluxo do gás e a variação da dosagem de ozônio era verificada através da variação do tempo de detenção no sistema. Nesse piloto foi determinada a melhor dosagem para a remoção

de *E. coli* (concentrações testadas: 3, 5, 6 e 9 mg O_3/L), remoção de ovos de helmintos e ensaios toxicológicos.

(a) (b) (c)

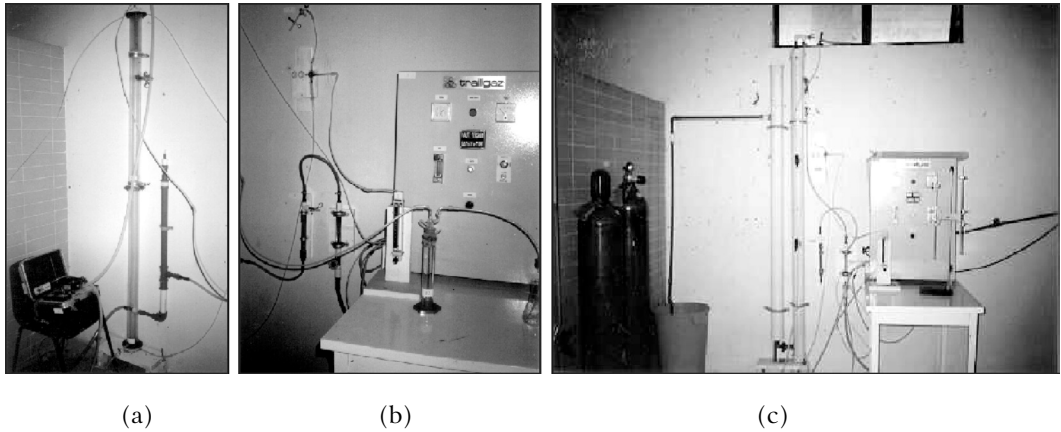



Figura 5.15 Unidades de laboratório utilizadas para desinfecção com ozônio: a) reator de coluna, em batelada; b) misturador estático, em contínuo; c) reator de duas colunas, em contínuo.

No processo em contínuo (b), o ozônio é introduzido na parte superior de um cilindro de aproximadamente 2 cm de diâmetro e 20 cm de comprimento, contendo em seu interior módulos de colméias metálicas dispostas transversalmente umas às outras (misturador estático). O líquido, com fluxo descendente, provocava a sucção do gás para seu interior (efeito Venturi). As colméias provocam a turbulência necessária a uma boa transferência do ozônio para a fase líquida. A melhor dosagem determinada no processo em batelada (4 mg O_3/L) foi utilizada nesse piloto para verificar a remoção de *E. coli*.

Para avaliar a eficiência da desinfecção diante dos oocistos de *Cryptosporidium* sp. e cistos de *Giardia* sp., foi utilizado um reator de duas colunas (c), em contínuo, onde na primeira coluna ocorria a introdução do gás ozônio e a segunda era destinada a aumentar o tempo de contato; ambas as colunas tinham 1,70 m de altura e 0,10 m de diâmetro. O residual de ozônio foi medido ao longo das duas colunas para determinar o perfil de concentração do reator e calcular o fator CT (concentração de O_3 residual $\times$ tempo).

O ozônio foi altamente eficiente para a desinfecção de *E. coli*, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, mesmo em baixas concentrações (4 mg O_3/L), mas depende do valor de SST do efluente; o valor de CT encontrado foi de 0,283 mg.min/L, estando dentro dos padrões recomendados. O efluente ozonizado mostrou ausência de toxicidade aguda para *Daphnia magna* e nenhuma influência na divisão celular de

eritrócitos de peixes, quando aplicado 5 mgO_3/L. Para essa dosagem, a remoção de ovos de *Ascaris lumbricoides* foi ineficiente, comprovando que os processos físicos (decantação e filtração) são os mais indicados para remoção desses ovos; já para *Trichuris trichiura*, a remoção foi de 100%.

Os trabalhos realizados comprovaram a viabilidade técnica, econômica e ambiental da ozonização para o efluente estudado. Para a vialiblidade econômica, ressalta-se que essa tecnologia é sensível ao fator escala, ou seja, a partir de uma certa vazão os custos decrescem significativamente.

Experiência da PUC

A Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), juntamente com a Sanepar, desenvolveu estudos de ozonização de efluentes sanitários em escala piloto.

Empregaram-se nos ensaios efluentes provenientes de sistemas de tratamento com tecnologia UASB, UASB + FB (filtro biológico percolador), UASB + FBAS (filtro biológico aeróbio submerso), UASB + LA (lodos ativados) e efluente proveniente de lodos ativados, modalidade aeração prolongada (ETE Belém). Os sistemas biológicos de pós-tratamento dos reatores anaeróbios tipo UASB eram todos de alta taxa. A concentração inicial de *Escherichia coli* foi de $1{,}0 \times 10^6$ NMP/100 ml para o efluente anaeróbio e de $1{,}0 \times 10^5$ NMP/100 ml para os efluentes secundários.

A câmara de contato do piloto possuía 15 L e foi operada em regime descontínuo (batelada), durante 10 minutos. O ozônio foi obtido em gerador com capacidade de 20 g O_3/h, a partir do oxigênio puro, disponível em cilindros. Sua aplicação dava-se no fundo da câmara, realizada por bomba de recirculação que promovia a aspiração do gás em um venturi (Figura 5.16). A quantidade de ozônio aplicado e o residual *off gás* no topo da câmara foram obtidos por meio de analisador, com base na absorção da radiação UV, em freqüência 254 ηm.

Três ensaios (fases) foram realizados e as amostras foram coletadas a cada 2,5 minutos de contato, para caracterização físico-química e biológica. A dosagem e o consumo de ozônio, para vários efluentes tratados, variou das fases I a III. Inicialmente, as dosagens foram mais elevadas, sendo reduzidas especialmente na última fase. O tempo de contato de 2,5 minutos foi, em geral, suficiente para obter concentrações de *Escherichia coli* inferior a $1{,}0 \times 10^3$ NMP/100 ml. Na fase III, a dosagem de cerca de 12 mg/L foi suficiente para a desinfecção de efluentes secundários (tempo de contato de 2,5 minutos) nas condições dos ensaios. Para o efluente do reator anaeróbio tipo UASB, o tempo de contato e o consumo de ozônio foram bem maiores, em dois do três experimentos.

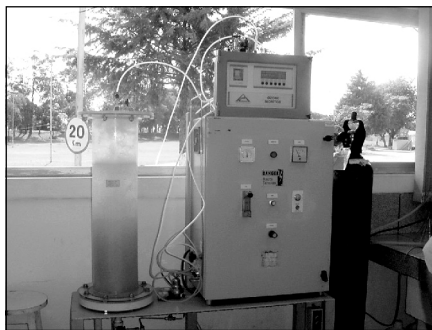



Figura 5.16 Instalação piloto de desinfecção de efluentes com ozônio.

Experiência da USP

A USP conduziu estudos em escala piloto visando a avaliação dos efeitos da aplicação de ozônio nos efluentes finais de um sistema de lagoas de estabilização, localizado no município de Lins, SP. As lagoas anaeróbias trabalharam com tempo de detenção hidráulico médio de 5 dias e foram seguidas por lagoas facultativas, com cerca de 10 dias de detenção. Os esgotos tratados possuem DBO na faixa de 50 a 60 mg/L, elevando-se em algumas situações para até cerca de 100 mg/L. A concentração de sólidos em suspensão variou geralmente na faixa de 60 a 90 mg/L, chegando a se aproximar de 200 mg/L em diversas oportunidades, dada a elevada concentração de algas. As densidades de *E. coli* nos esgotos tratados sempre se mantiveram acima de 10^5 NMP/100 ml. O gerador utilizado produziu ozônio a partir do ar, ocorrendo anteriormente a purificação do oxigênio. Possui capacidade de descarga de 110 mg O_3/min, sendo introduzido na tubulação do efluente a ser desinfetado através de Venturi. A coluna de contato possui 300 mm de diâmetro e 3 m de altura, apresentando volume útil de 171 L. Na Figura 5.17 são apresentados a coluna de ozonização e o gerador de ozônio utilizados.

A operação da unidade experimental consistiu, basicamente, na variação da descarga de ozônio aplicado aos efluentes da lagoa facultativa e na variação do tempo de contato. As concentrações aplicadas de O_3 variaram de 1,85 a 9,6 mg/L e tempos de contato de 2,9 a 15 minutos. Os esgotos à entrada e à saída da coluna foram observados segundo diversas variáveis de natureza biológica. No controle do processo, diversos indicadores biológicos foram utilizados, como as bactérias *Aeromonas* sp., *Salmonella* sp., coliformes totais e *E. coli,* colifagos e ovos de helmintos.

Os resultados obtidos revelaram que a eficiência na redução de colifagos foi da ordem de apenas uma unidade logarítmica, não demonstrando, portanto, viabilidade na eliminação desse indicador da presença de vírus. Detectou-se a presença de *Salmonella* em apenas uma amostra de efluente ozonizado. A condição nesse episódio

foi de uma concentração de O_3 de 5,3 mg/L, com 8,6 minutos de tempo de contato. Os resultados demonstram que a ozonização constitui processo eficiente na eliminação desse gênero de bactéria patogênica. Observou-se a presença de ovos viáveis de helmintos nos efluentes ozonizados, em concentrações semelhantes à dos efluentes da lagoa facultativa antes da ozonização, indicando baixa eficiência do processo com esse objetivo específico. A eficiência na inativação de *E. coli* também foi baixa, raramente se obteve redução de densidade superior a 1 log.

Figura 5.17 Vistas da coluna de ozonização e do gerador de ozônio.

Análise econômica

Para avaliação dos custos de implantação e dos custos de manutenção e operação, foi considerada a tecnologia de geração de ozônio a partir do oxigênio e do ar seco. O custo de construção da câmara de contato não foi incluído na análise, por ser fortemente dependente das condições locais, além disso, seu valor é muito baixo quando comparado a outros componentes do sistema.

Custos de implantação do sistema

Os sistemas de geração a partir do ar seco são basicamente constituídos de um filtro de ar, um compressor, colunas de secagem de ar, gerador de ozônio, câmara de contato e sistema de destruição catalítica do excesso de ozônio. O sistema de geração a partir do oxigênio líquido é mais simples, sendo constituído por um tanque de armazenamento de oxigênio, um evaporador, o gerador propriamente dito, uma central de água gelada para refrigeração, a câmara de contato e o sistema de destruição catalítica para excesso de ozônio. A Tabela 5.3 fornece um comparativo entre o preço de aquisição dos dois sistemas, levando em consideração as taxas de importação (cerca de 70% sobre

o valor do gerador), o câmbio de 3,6R$/1U$, e 0,88Euro/1U$, além de todos os custos para instalações dos equipamentos periféricos, com exceção da câmara de contato.

Tabela 5.3 Custos dos sistemas de geração de ozônio.

Capacidade (kg O_3/h)	Capacidade (kg O_3/mês)	Gerador: Ar (R$)	Gerador: O_2 (R$)
0,19	136,8	248.870,00	139.304,00
0,37	266,4	413.217,00	273.913,00
1,11	799,2	921.913,00	402.260,00
1,7	1224,0	1.339.826,00	435.130,00
3,3	2376,0	1.801.565,00	1.028.347,00
4,6	3312,0	2.222.608,00	1.305.390,00
6,8	4896,0	3.344.869,00	1.305.390,00

Fonte: Bassani, 2003.

A Figura 5.18 foi construída com base nos valores da Tabela 5.3 e mostra o custo unitário da produção de ozônio, em função da capacidade de geração (kg O_3/mês), evidenciando a relevância da escala de produção sobres os custos de instalação. Além disso fica claro a grande vantagem dos sistemas de geração a partir do oxigênio sobre os sistemas de geração a partir do ar seco no que se refere a custos de instalação.

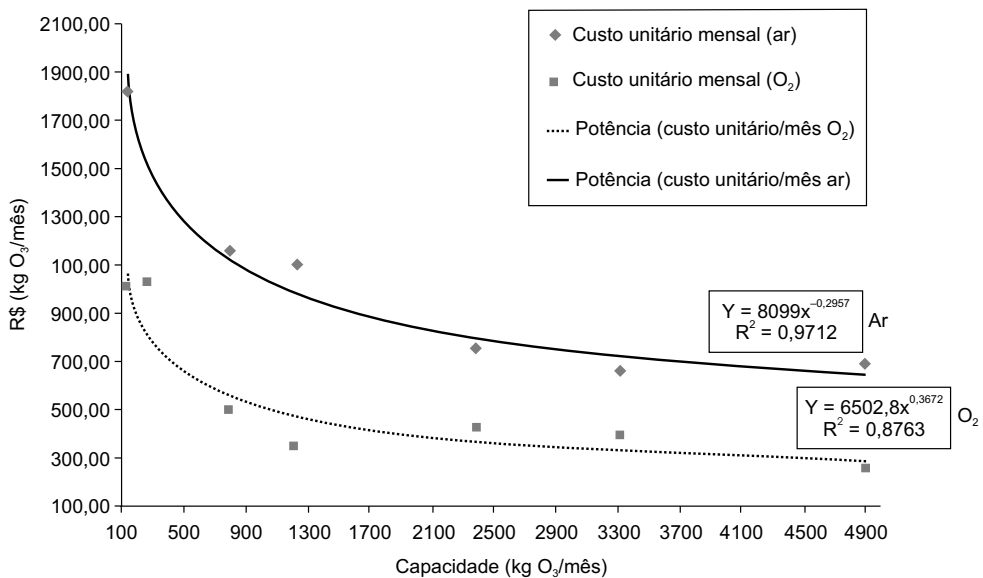



Figura 5.18 Capacidade de geração em relação ao custo unitário. *Fonte*: Bassani, 2003.

Capacidade de geração e custo por economia para implantação do sistema

Para o cálculo da capacidade de geração de ozônio, o fator mais importante a levantar é a dosagem necessária à desinfecção do efluente, estipulada por dados experimentais. Adotando uma contribuição per capita/dia de efluente, é possível calcular a capacidade de geração de ozônio para várias populações, por meio da Equação 5.5.

$$CG = Cpc \times 30 \times pop \times DO_3 \tag{5.5}$$

em que:

CG = capacidade de geração de ozônio (kg O_3/mês);

Cpc = contribuição per capita de efluente (m^3.hab/dia);

pop = população (habitantes);

DO_3 = dose de ozônio a ser utilizada (kg O_3/m^3).

Para cálculo do custo unitário de produção de ozônio (Cun), utiliza-se a Equação 5.6, que corresponde à regressão da função “custo unitário de produção × capacidade de geração”, mostrada na Figura 5.15, para geração a partir do oxigênio. Esse sistema foi adotado por ser muito mais econômico do que o sistema de geração a partir do ar.

$$Cun = 6502 \times CG^{-0,3672} \tag{5.6}$$

em que:

Cun = custo unitário de produção de ozônio (R$/kg O_3).

Finalmente, para calcular o custo de instalação do sistema (Cint), utiliza-se a Equação 5.7:

$$Cint = \frac{CG \times Cun}{pop} \times 3{,}75 \tag{5.7}$$

em que:

$Cint$ = custo de instalação do sistema, por economia (R$);

3,75 = número de habitantes adotado, por economia.

A aplicação do conjunto de equações anterior, para calcular o custo de instalação do sistema para várias populações, encontra-se na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 Custo de instalação, por economia, para o sistema de geração a partir do oxigênio.

População (hab.)	**Q (m^3/mês)**	**Capacidade (kg O_3/mês)**	**Custo/kgO_3 (R$)**	**Nº economias**	**Custo de instalação (R$)**
10.000	48.000	192	943,35	2666,67	67,92
20.000	96.000	384	731,36	5333,33	52,66
50.000	240.000	960	522,41	13333,33	37,61
100.000	480.000	1.920	405,02	26666,67	29,16
250.000	1.200.000	4.800	289,30	66666,67	20,83

Fonte: Adaptado de Bassani, 2003.

Custos operacionais do sistema

Os dois principias insumos para operação do sistema são o oxigênio líquido e a eletricidade.

Custos com oxigênio

O custo com oxigênio é determinado por seu preço, que pode variar com a localização da unidade, e pelo rendimento do equipamento. No que se refere ao rendimento, os melhores geradores comerciais têm rendimento entre 6% e 10%, em kg de O_3 para cada kg de O_2. A vazão de oxigênio, em função da capacidade de geração, pode ser estimada pela Equação 5.8:

$$QO_2 = \frac{100 \times CG}{\text{dens}\,O_2 \times \%\,\text{peso}} \quad (5.8)$$

em que:

QO_2 = vazão de oxigênio (m^3/h);
CG = capacidade de geração de ozônio (kgO_3/h);
densO_2 = densidade do oxigênio na CNTP (valor constante de 1,44 g/m^3, para oxigênio com 95% de pureza);
% peso = rendimento do gerador expresso em porcentagem.

A Tabela 5.5 resume a aplicação da Equação 5.8 para diferentes populações, considerando uma dosagem aplicada de ozônio de 4 g/m^3. Observa-se que os geradores maiores possuem rendimento maior (10%) em relação ao de menor capacidade (6%). O rendimento para cada capacidade de geração é aquele observado em geradores comerciais de mesma capacidade.

Tabela 5.5 Vazão de O_2 necessária para várias populações, para 4 g O_3/m^3.

População (hab.)	Q (m^3/mês)	Geração (kg O_3/hora)	% peso (mist. O_2/O_3)	Q (m^3/h)
10.000	48.000	0,267	6	3,0864
20.000	96.000	0,533	6	6,1728
50.000	240.000	1,333	6	15,4321
100.000	480.000	2,667	10	18,5185
250.000	1.200.000	6,667	10	46,2963

Fonte: Adaptado de Bassani, 2003.

O custo com oxigênio pode ser calculado multiplicando-se o número de horas de operação mensal (720 horas) pela vazão horária mostrada na Tabela 5.5 e pelo preço do m^3 de oxigênio (pode-se assumir R$ 1,50). O número de economias é definido pela divisão da população pelo fator 3,75.

Custos com eletricidade

O consumo energético do sistema de geração por oxigênio foi estimado em 9,7 kWh/kg O_3, e o custo do kWh foi adotado como R$ 0,25.

Custos com manutenção

O custo de manutenção do sistema foi estimado em 15% da soma dos custos com oxigênio e eletricidade.

Custos operacionais totais

Para totalizar os custos operacionais é necessário considerar ainda o valor gasto em manutenção do equipamento. Este valor tem sido reportado como estando entre 10% e 20% da soma dos valores do custo com energia e oxigênio (Langlais *et al.*, 1991). A Tabela 5.6 mostra os valores dos custos operacionais totais para diferentes populações, considerando 15% como porcentual da soma dos referidos insumos.

Participação dos insumos no custo operacional total

Para averiguar a participação porcentual de cada item dos custos operacionais sobre o custo total, foram tomados dados de população de 10 mil e 250 mil habitantes. A Figura 5.19 mostra que a participação porcentual de cada item não varia significativamente com a população, sendo o preço do oxigênio o fator determinante na composição dos custos.

Tabela 5.6 Custo operacional total mensal com energia, por economia.

População (hab.)	Custo mensal com O_2 (R$)	Custo mensal com energia (R$)	Custo mensal com manutenção (R$)	Custo total mensal (R$)	Custo total mensal por economia (R$)
10.000	3333,33	465,60	569,84	4368,77	1,64
20.000	6666,67	931,20	1139,68	8737,55	1,64
50.000	16666,67	2328,00	2849,20	21843,87	1,64
100.000	20000,00	4656,00	3698,40	28354,40	1,06
250.000	50000,00	11640,00	9246,00	70886,00	1,06

Fonte: Adaptado de Bassani, 2003.

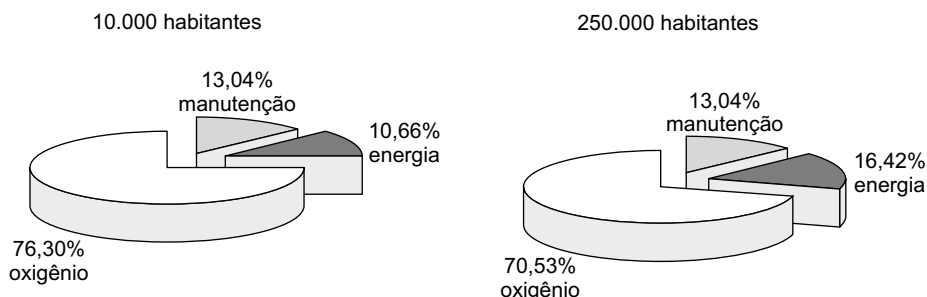



Figura 5.19 Porcentual dos custos operacionais para 10 mil e 250 mil habitantes. *Fonte*: Adaptado de Bassani, 2003.

Dimensionamento

O dimensionamento das unidades de contato dos sistemas de ozonização está mais baseado em critérios empíricos do que racionais. Entretanto, os procedimentos para o dimensionamento dos reatores de contato de fluxo pistão poderiam seguir aproximadamente os seguintes passos:

1. Determinar a vazão do efluente.
2. Calcular a concentração de O_3 no gás de alimentação.
3. Calcular a vazão de gás para atingir determinada concentração de O_3 aplicada na fase líquida.
4. Para a vazão de gás determinada no item anterior, calcular a velocidade do gás, a velocidade da fase líquida, estimar Kl (coeficiente global de transferência de massa da fase gasosa para a fase líquida) e medir ou estimar Kd (coeficiente de decaimento do ozônio na fase líquida).
5. Aplicar um modelo para gerar os perfis de concentração em cada tipo de trecho.

6. Calcular o fator CT de cada trecho pela integração dos perfis gerados no tempo. A soma dos fatores CT por trecho fornece o fator CT total do reator.
7. Fixar a taxa de eliminação desejada de um organismo-alvo, sob as condições de temperatura e pH na fase líquida.
8. Levantar na literatura o fator CT necessário para eliminar o organismo-alvo, sob as condições de temperatura e pH da fase líquida (esse valor é denominado CT requerido).
9. Caso o CT requerido seja maior que o CT total do reator, é preciso aumentar a vazão de gás para aumentar a concentração de O_3 aplicada na fase líquida. Feito isso, retorna-se ao passo 3 e reinicia-se o processo até o fator CT total do reator atingir no mínimo o mesmo valor do CT requerido. Caso o fator CT total do reator seja muito maior que o CT requerido, baixa-se a vazão de gás e retorna-se ao passo 3, reiniciando o processo até obter a convergência entre o CT disponível e o CT total do reator.

Exemplo simplificado para estimar as dimensões da unidade de contato de um sistema de ozonização

Dados de entrada:

- População: 10 mil habitantes.
- Vazão afluente média: $Q_{méd}$ = 1.478 m^3/dia (61,6 m^3/h).
- Dosagem aplicada de ozônio: 4 mg/L (determinada através de ensaios).
- Concentração máxima de coliformes fecais no afluente: $N_0 = 5 \times 10^5$ NMP/100 ml (valor médio anual).
- Concentração máxima desejada de coliformes fecais no efluente desinfetado: 1.000 NMP/100 ml.

Por intermédio de ensaios de bancada, determina-se a melhor dosagem de ozônio a ser aplicada para desinfecção em função do corpo receptor. Levantar na literatura o fator CT (C, a concentração de ozônio residual, em mg/L, a ser mantida durante determinado tempo T, em minutos) necessário para eliminar o organismo-alvo, sob as condições de temperatura e pH da fase líquida. Calcular o fator CT total do reator e compará-lo com o da literatura, que devem ser próximos. Caso isso não aconteça, aumenta-se ou diminui-se a vazão do gás, até obter a igualdade.

a) Cálculo do consumo de ozônio

$$\text{Consumo de } O_3 = \text{Dosagem de } O_3 \times \text{Vazão} = 4 \text{ g/m}^3 \times 1{,}478 \text{ m}^3\text{/dia} =$$
$$= 5912 \text{ g/dia} = 0{,}25 \text{ kg/h}$$

O equipamento de geração de ozônio deverá atender às necessidades de consumo calculada.

b) Cálculo das dimensões da coluna de ozonização

Adotando um tempo de contato (t) de 5 minutos, determina-se o volume (V) da coluna, ou das colunas, se for o caso.

$$V = Q \times t = 1478\ m^3/dia \times 5\ min = 5\ m^3$$

Para fluxo pistão, recomenda-se a relação diâmetro (D)/altura (L) = 1/10. Como o volume é grande, projeta-se o tratamento para duas colunas, cada uma com 2,5 m³.

$$D/L = 1/10 \rightarrow L = 10D$$

$$V = A \times L$$

$$2{,}5 = \pi D^2/4 \times 10D$$

$$D = 0{,}68\ m$$

$$L = 10D = 6{,}80\ m$$

c) Cálculo do consumo de oxigênio (m^3/h)

$$\text{Consumo de } O_2 = 100 \times \text{consumo de } O_3\ (kg/h)/\text{densidade } O_2\ (g/m^3) \times \text{rendimento gerador (\%)}$$

$$\text{Consumo de } O_2 = 100 \times 0{,}25/1{,}44 \times 6$$

$$\text{Consumo de } O_2 = 2{,}89\ m^3/h$$

Como o consumo de oxigênio é muito grande, e apenas 6% é transformado em ozônio, deve-se aproveitar o oxigênio em excesso para outras unidades de tratamento, como o processo biológico.

Referências bibliográficas

BASSANI, L. *Desinfecção de efluentes domésticos por ozonização*. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. Wiley-Liss, 1994. p. 478.

CAIRNS, J. R. J.; DICKSON, K. L. Estimating hazard of chemicals substances to aquatic life. Philadelfia, *A.S.T.M Special Technical Publication*, n. 657, 1980.

CARRANO, A. V.; NATAJARAM, A. T. Considerations for population monitoring using cytogenetic techniques. *Mutation Research*, v. 34, p. 351-359, 1996.

CETESB. *Procedimentos para a utilizacão de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. São Paulo: Cetesb, 1992.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. PROSAB 2. Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica, 2001. 544 p.

COURACCI FILHO, B. *Processos convencionais e alternativos de desinfecção de águas residuárias*. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Departamento de Saneamento e Ambiente, 2003. 43 p.

DALSASSO, R. L. *Pré-ozonização de águas contendo agrotóxico, seguida de filtração direta.* 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

DI BERNARDO, L. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v. 1. ABES, 1993.

EIGUER, S.; FILHO, S. S. F.; FILHO, F. A. L. Modelagem matemática de sistemas de ozonização por contato: parte I – formulação teórica. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 3, n. 1, p. 15-22, jan./mar. 1998.

FACILE, N.; BARBEAU, B. Evaluating bacterial aerobic spores as a surrogate for *Giardia* and *Cryptosporidium* inativacion by ozone. *Water Research*, v. 34, n. 12, p. 3238-3246, 2000.

HASSEMER, M. E. N. *Tratamento de efluente têxtil por processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular*. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

KURELEC, B. The genotoxity disease syndrome. *Mar. Enverion. Res*., v. 35, p. 341-348, 1993.

LANGLAIS, B.; RECKHOW, D. A.; BRINK, D. R. *Ozone in water treatment*: aplication and engeneering. Lewis Publishers, 1991. 569 p.

LIMA, A. F. *Problemas de engenharia sanitária*. Recife: Editora da Universidade Federal de Pernambuco, 1996. p. 301.

NUVOLARI, A. (Coord.). *Esgoto sanitário*: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda./Fatec, 2003. 519 p.

SENS, M. L.; LE SAUZE, N.; LAPLANCHE, A.; LANGLAIS, B. Effets des anions minéraux sur la decomposition de l'ozone das l'eau. *Revue des Sciences de L'eau*, v. 3, p. 325-341, 1990.

Capítulo 6

Desinfecção por Radiação Ultravioleta

Ricardo Franci Gonçalves, Bruno Coraucci Filho, Carlos Augusto Lemos Chernicharo, Flávio Rubens Lapolli, Miguel Mansur Aisse e Roque Passos Piveli

Introdução

Os efeitos benéficos da luz solar sobre ferimentos e na prevenção de certas doenças são conhecidos pelo homem há vários séculos. No século XVIII, Isaac Newton, ao observar a passagem da luz solar através de um prisma de cristal, descobriu a existência de radiações que não são visíveis ao olho humano. Sabe-se atualmente que significativas quantidades de radiação visíveis são produzidas pelo sol, e que frações importantes dessas emissões são eficientemente absorvidas na atmosfera terrestre em níveis compatíveis com a vida na terra. Entretanto, os primeiros pesquisadores a evidenciarem o efeito da luz sobre bactérias e outros organismos foram Downes & Blunt (1877). Os trabalhos realizados por Roux (1887), sobre culturas de bactérias causadoras da peste bubônica e difteria comprovaram que meios de cultura expostos à luz solar eram incapazes de sustentar o crescimento bacteriano. Ward (1892) investigou o efeito de radiação luminosa com diferentes comprimentos de ondas sobre colônias de *Bacillus anthracis* e mostrou que a luz azul era mais letal do que a luz vermelha. A identificação dos efeitos bactericidas da radiação UV foram comprovados de forma mais precisa por Barnard & Morgan (1903), que utilizaram correntes elétricas para produzir radiações com comprimento de onda entre 226 nm e 328 nm.

Apesar da comprovada ação germicida, a aplicação da radiação UV na desinfecção de efluentes praticamente não evoluiu no século XIX e na maior parte do século XX. Dois fatores contribuíram para tanto:

- O lento desenvolvimento de lâmpadas germicidas, concomitante ao desenvolvimento das lâmpadas fluorescentes, cuja comercialização em escala ocorreu por volta de 1940.
- O surgimento da técnica de cloração, ainda no século XIX, largamente utilizada e com bons resultados na desinfecção.

Recentemente, o emprego de radiação ultravioleta se estendem para diversos setores da atividade humana, com particular interesse por sua ação germicida. No tratamento de esgotos sanitários, a radiação UV mostra-se altamente competitiva com a cloração, nos casos em que a implantação de uma etapa adicional de descloração se faz necessária.

Esta última etapa tem por função o controle de subprodutos tóxicos de cloro nos efluentes tratados, como os organoclorados (trihalometanos e outros), que não são gerados nos processos de desinfecção UV.

O emprego da radiação UV é, portanto, uma importante alternativa à desinfecção química de águas residuárias. Nenhum tipo de produto é adicionado à corrente líquida, resultando em processos simples, de baixo custo e com pouca exigência de operação e manutenção.

Basicamente, a desinfecção com ultravioleta é conseguida pela exposição dos microrganismos presentes nos esgotos à radiação emitida por lâmpadas ultravioleta. Essa exposição dos esgotos à radiação UV é feita em canais ou em dutos sob pressão, denominados reatores fotoquímicos, fotorreatores ou simplesmente reatores UV. Algumas das principais aplicações da desinfecção UV registradas atualmente são relacionadas a seguir:

- **Desinfecção de água para abastecimento:** municipal, hospitais, escolas, quartéis, centros comunitários, hotéis e residências.
- **Desinfecção de efluentes:** esgotos sanitários de condomínios, residências e indústrias.
- **Comercial:** aqüicultura, hidroponia, laboratórios, aquários, restaurantes e padarias.
- **Industrial:** farmacêutica, bebidas, eletrônica, alimentícia, têxtil, cosméticos, gráfica, etc.
- **Proteção para outras tecnologias de tratamento de água:** membranas (osmose reversa e ultrafiltração), resinas de deionização, filtros de carvão ativado.
- **Aplicações de UV no ar:** exaustão de tanques, ar comprimido estéril e dutos de ar condicionado.

A Tabela 6.1 resume as principais vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção UV em relação aos demais processos disponíveis atualmente.

Tabela 6.1 Principais vantagens e desvantagens da aplicação da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto.

Vantagens	Desvantagens
• A desinfecção com UV é efetiva na inativação de muitos vírus, esporos e cistos. • A desinfecção com UV é um processo físico que, ao contrário de desinfetantes químicos, elimina a necessidade de geração, manuseio, transporte ou estocagem de produtos químicos tóxicos/perigosos/corrosivos. • Não geram efeitos residuais prejudiciais a humanos ou vida aquática. • A desinfecção com UV é facilmente controlada pelos operadores. • A desinfecção com UV tem tempo de contato menor quando comparada a outros agentes desinfetantes (aproximadamente 20 a 30 segundos com lâmpadas de baixa pressão). • O equipamento de desinfecção com UV requer menos espaço que outros métodos.	• Baixas dosagens podem não ser efetivas na inativação de alguns vírus, esporos e cistos. • Os microrganismos podem, às vezes, reparar e reverter os efeitos destrutivos do UV por meio de mecanismo de reativação, conhecido como fotorreativação, ou em ausência de luz, conhecido como recuperação no escuro. • Necessidade de programa preventivo para controle da formação de biofilmes nos tubos (reator de contato). • Turbidez (T) e sólidos suspensos totais (SST) no esgoto podem prejudicar a eficiência de inativação. • A desinfecção UV não tem custo competitivo com a cloração, mas os custos são competitivos quando comparados com cloração-descloração.

Fonte: Adaptado de Usepa, 1999.

Aspectos teóricos sobre a desinfecção por radiação UV

Espectro eletromagnético, energia e radiação UV

A luz pode ser caracterizada como parte do espectro de ondas eletromagnéticas, que cobre grande faixa de comprimentos de ondas, desde ondas de rádio (comprimento de onda: $\lambda \geq 1$ m), até raios X ($\lambda \leq 10^{-9}$ m) (Figura 6.1). As radiações eletromagnéticas com comprimentos de onda curtos, como a luz ultravioleta, assumem comportamento corpuscular (fótons) governado pela física quântica (Chang, 1977).

A quantidade de energia que os fótons concentram é inversamente proporcional ao comprimento de onda da luz, de acordo com a Equação 6.1.

$$E_{\lambda} = (h.C/\lambda).A \qquad (6.1)$$

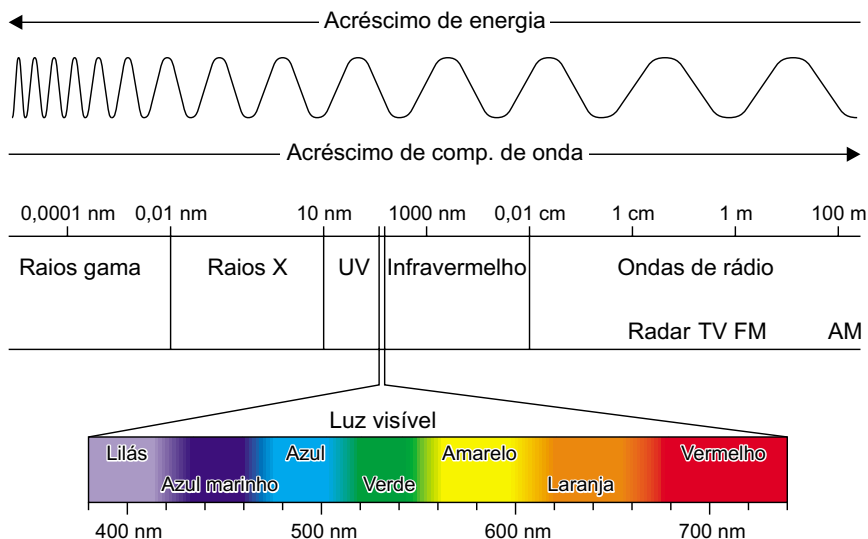



Figura 6.1 Localização da faixa de comprimento de onda UV, dentro das radiações eletromagnéticas e espectro visível. *Fonte*: Ryer, 1997.

em que:

E_λ = energia associada a um determinado comprimento de onda (kcal/einstein)
h = constante de Planck ($1{,}583 \times 10^{-37}$ kcal.s)
C = velocidade da radiação eletromagnética no vácuo (3×10^{17} nm/s)
λ = comprimento de onda da radiação eletromagnética (nm)
A = número de Avogadro (6.023 × 1023 fótons/einstein)

A unidade "einstein" corresponde à quantidade de energia concentrada em cada mol de fótons envolvido em determinada reação fotoquímica. O efeito de um fóton sobre determinada molécula depende, evidentemente, da quantidade de energia que ele concentra.

De acordo com a Equação 6.1, em que h, λ e A são constantes, a energia concentrada em um fóton é inversamente proporcional ao comprimento de onda da radiação emitida.

Por isso, a radiação infravermelha, com comprimento de onda superior a 1200 nm e baixa energia associada, praticamente é incapaz de causar alguma modificação química nos compostos. Seu principal efeito é o aumento de temperatura por intermédio da conversão da energia associada à radiação em calor.

Por outro lado, se a absorção de um fóton por uma molécula promove fotólise, a energia dos fótons é suficiente para romper uma ligação específica ou várias ligações entre os átomos que compõem a molécula fragmentada. O termo fotólise refere-se à interação da radiação luminosa com as moléculas, provocando ruptura das ligações químicas, fragmentando-as. As modificações fotoquímicas ocorrem comumente associadas às radiações com comprimento de onda entre 1.200 e 200 nm. Proteínas e ácidos nucléicos absorvem intensamente a radiação na faixa de 100 a 280 nm, o que resulta em modificações fotoquímicas que podem desequilibrar o metabolismo de células e, eventualmente, resultar em morte. A região mais efetiva do espectro nesse sentido se situa em torno do comprimento de onda de 260 nm, em que a energia é mais intensamente absorvida pelos ácidos nucléicos. De acordo com a Equação 6.1, a energia associada a esse comprimento de onda de radiação é de 110 kcal/einstein, que vem a ser valor superior ao limite de vários sistemas biológicos (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 Energias de ligação em sistemas microbiológicos.

Ligação	Energia de dissociação da ligação (kcal/einstein)
O–H	110 a 111
C–H	96 a 99
N–H	93
C=O	173 a 181
C–N	69 a 75
C=C	146 a 151
C–C	83 a 85

Fonte: March, 1985, *apud* WEF, 1996.

A luz ultravioleta pode ser dividida em três faixas segundo seus efeitos sobre os seres vivos:

- *UV-A*: sua radiação possui comprimento de onda entre 315 nm (90,8 kcal/einstein) e 400 nm (71,5 kcal/einstein). É o menos perigoso para os seres humanos, devido à baixa energia (a "luz negra" encontra-se na faixa). É o tipo de radiação UV utilizada para causar fluorescência em materiais, sendo muito utilizado em fototerapia e câmaras de bronzeamento (Ryer, 1997).
- *UV-B*: possui comprimento de onda entre 280 (102 kcal/einstein) e 315 nm (90,8 kcal/einstein). Trata-se da mais destrutiva forma da luz UV, porque tem energia bastante para gerar danos em tecidos biológicos e em quantidade mínima para não ser completamente absorvida na atmosfera. É a forma de radiação UV identificada como causadora do câncer de pele (Ryer, 1997).
- *UV-C*: possui comprimento de onda variando de 200 (143 kcal/einstein) a 280 nm (102 kcal/einstein), sendo a forma de radiação aplicada como

germicida. Os fótons de luz nessa faixa concentram quantidades significativas de energia que, na colisão com o oxigênio, resultam na formação de ozônio e são absorvidos em poucas centenas de metros (Ryer, 1997; Chang, 1977). O comprimento de onda de maior efeito bactericida é o de 254 nm (112,6 kcal/einstein), estando, portanto, inserido na faixa do UV-C (Figura 6.2). No entanto, a absorção máxima de radiação ultravioleta ocorre em 260 nm, e o comprimento de onda de 254 nm é relativo à emissão máxima de lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. O intervalo de comprimento de onda compreendido entre 245 nm (116,7 kcal/einstein) e 285 nm (100,4 kcal/einstein) é considerado a faixa germicida ótima para inativação de microrganismos.

- *UV-Vácuo*: caracterizado por radiações com comprimento de onda que variam de 40 a 200 nm.

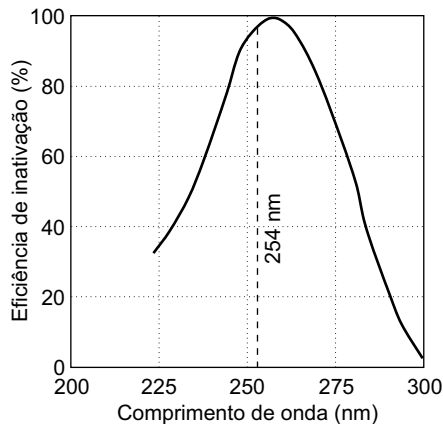



Figura 6.2 Efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV.

Princípios básicos de óptica e radiação UV

Visando a uma maior compreensão dos mecanismos e dos processos envolvidos na desinfecção de esgotos sanitários com radiação ultravioleta, algumas definições e conceitos básicos da física, aplicados à radiação UV, são apresentados a seguir.

Fonte de energia UV (S): é a energia (W) emitida em todas as direções por uma fonte.

Intensidade (I): pode ser definida como a energia total incidente em todas as direções em um elemento infinitesimal de área transversal dA, contendo o ponto considerado. Em unidades do sistema internacional SI, a unidade de intensidade é $W.m^{-2}$, entretanto,

é comum o uso de $mW.cm^2$ ($1\ mW/cm^2 = 10\ W/m^2$). Para uma posição à distância de um raio *r*, de uma fonte pontual e em meio não absorbante, a intensidade pode ser dada pela Equação 6.2 (Ryer, 1997).

$$I = \frac{S}{4\pi r^2} \qquad (6.2)$$

em que:

I = intensidade UV em um ponto

S = energia total da fonte

r = raio a partir da fonte pontual

Dose UV (*dose*): é o principal parâmetro de projeto e controle operacional da desinfecção UV, sendo definida como o produto da intensidade de radiação *I* e do tempo de exposição *t*. Em unidades SI a dose é expressa em $J.m^{-2}$, entretanto, é mais comum o uso de $mW.s.cm^2$, ou $mJ.cm^{-2}$ ($1\ mJ/cm^2 = 1\ mWs/cm^2 = 10\ J/m^2$). A dose de radiação ultravioleta é obtida pela Equação 6.3.

$$dose = I \times t \qquad (6.3)$$

em que:

I = intensidade UV

t = tempo de exposição à radiação.

Absorbância e Lei de Beer-Lambert: a radiação UV não é transmitida em um meio com intensidade constante e equivalente àquela gerada na fonte. A partir da fonte ocorre um efeito de atenuação, devido à absorção da radiação originalmente emitida no próprio meio. Objetivando estimar a referida atenuação para efeito de projeto, é comum o emprego do termo coeficiente de absorbância (α) para corrigir a absorbância do meio, de acordo com a Equação 6.4.

$$\alpha = A \times \ln(10) = 2{,}303A \qquad (6.4)$$

em que:

α = coeficiente de absorbância;

A = absorbância a 254 nm (cm^{-1}).

A absorbância de uma radiação luminosa com determinado comprimento de onda através de um líquido pode ser quantificada por espectrofotometria, obtendo a absorbância de energia por unidade de profundidade. A relação entre absorbância e transmitância é mostrada na Equação 6.5:

$$T\ (\%) = 100 \times 10^{-A} \quad (6.5)$$

em que:

T = transmitância (%);

A = absorbância (cm^{-1}).

A variação da intensidade média efetiva de determinada radiação em um meio pode ser descrita pela Lei de Beer-Lambert (Chang, 1977) (Equação 6.6).

$$I_{médio} = \frac{I_0}{\alpha \cdot L}\left(1 - e^{\alpha L}\right) \quad (6.6)$$

em que:

I_0 = intensidade UV aplicada no meio líquido;

L = caminho ótico (cm).

Refração e reflexão: a radiação ultravioleta obedece a leis da refração (Snell) e reflexão (Fresnel) utilizadas na física óptica da luz visível. Entretanto, os índices de refração e reflexão variam conforme o comprimento de onda (Bolton, 2000). Portanto, poucos são os materiais que apresentam grande reflexividade da radiação UV e nem sempre são bons refletores de luz visível (Daniel, 1993). O aço inoxidável reflete em torno de 20% de radiação UV a 254 nm, seguido do cobre, com cerca de 10%, e espelho polido, com aproximadamente 7% (Blatchley III, 1997). Bolton (2000) propôs que os efeitos de reflexão e refração sejam desprezados em caso de desinfecção de efluente com menos de 90% de transmitância.

Métodos de avaliação da intensidade UV

A intensidade de radiação UV emitida pela fonte é um dos elementos necessários para o cálculo da dose de UV aplicada em um processo de desinfecção. Sua magnitude em determinado ponto do reator UV depende da fonte geradora de UV, do arranjo físico das fontes em relação ao efluente e da transmitância da radiação através do meio líquido (Usepa, 1986).

Os principais métodos para estimativa da intensidade média em um reator UV (bioavaliação, actinometria, modelagem matemática e medição direta) são descritos a seguir (Tchobanoglous *et al.*, 1996).

Bioavaliação: neste procedimento é utilizada uma cultura pura de organismo indicador sensível ao UV, geralmente constituída por esporos de *Bacillus subtilis* (Sommer *et al.*, 1997). Em ensaios cinéticos obtém-se o decaimento da densidade do indicador em função de doses específicas de radiação UV, gerando uma curva de calibração. Então, o microrganismo é injetado na unidade em funcionamento contínuo

e, em intervalos de tempo, alíquotas são coletadas para quantificação do indicador. A dose equivalente é estimada com a curva de calibração e, em um gráfico dose *versus* tempo, obtém-se a intensidade média pelo coeficiente angular da reta ajustada aos pontos obtidos (Usepa, 1986; WEF, 1996). Esse método de determinação requer trabalho de laboratório confiável e preciso, e pode ter alto custo quando comparado a outros métodos. Entretanto, pode ser utilizado para calibração de instrumentos de medição direta (Sommer *et al.*, 1997).

Actinometria: neste método são utilizadas substâncias actinométricas que sofrem reações fotoquímicas em comprimentos de onda específicos. As substâncias utilizadas como actinômetros devem apresentar produção máxima de fotoprodutos, estáveis e mensuráveis, quando expostas a uma radiação específica. A solução actinométrica é introduzida no reator e, em intervalos de tempo, alíquotas são coletadas para determinar a concentração de fotoprodutos (Daniel, 1993). Exemplos de actinômetros químicos citados por Daniel (1993) são o ferrioxalato de potássio, o oxalato de uranil e o ácido cloroacético, entre outros. A utilização de ferrioxalato de potássio como actinômetro foi introduzida por Hatchard e Parker, em 1956 (Harris *et al.*, 1987), e continua sendo extensiva devido à relativa facilidade de utilização. Entretanto, essa técnica é muito sensível a variações de procedimento e deve-se ter muito cuidado em todos os passos, a fim de assegurar dados consistentes e confiáveis. Similar ao método de bioavaliação, a actinometria demanda aparato de laboratório e mão-de-obra qualificada, além de ser necessário pH baixo para execução dos ensaios.

Modelagem matemática: com avanço do uso dos computadores, a modelagem por meio do modelo matemático PSS (Point Source Summation) normalmente é utilizado para estimativa da intensidade média de um reator (WEF, 1996). No modelo PSS a lâmpada é simulada como uma série de pontos de radiação colineares – fontes. A intensidade em qualquer ponto na zona irradiada é estimada somando as contribuições de intensidade de cada fonte pontual. A atenuação da intensidade da radiação UV deve-se basicamente a dois mecanismos: a dissipação e a absorção (Usepa, 1986). Aplicando-se as Equações 3.1 e 3.5 às considerações do modelo, obtém-se a Equação 6.7, a qual é genérica para intensidade emitida por uma lâmpada em um ponto, devendo-se aplicar as configurações físicas do reator para execução da modelagem.

$$I(R,z) = \sum_{i=1}^{n} \frac{S/n}{4\pi r^2} \times e^{-\alpha L * r/R} \qquad (6.7)$$

em que:

R = distância radial do eixo da lâmpada ao ponto;

z = coordenada do ponto em relação ao eixo da lâmpada;

S = energia total da fonte;

n = número de fontes pontuais em que a lâmpada foi dividida;
r = distância do ponto à fonte pontual;
α = coeficiente de absorbância do meio líquido;
L = caminho ótico no meio líquido,

Os efeitos de reflexão e refração não são considerados no modelo. Contudo, para maior precisão do mesmo deve-se utilizar maior quantidade de fontes pontuais, aumentando-se o tempo computacional requerido para a análise. Blatchley III (1997) propôs um modelo variante chamado LSI (Line Source Summation), que utiliza a integral do método PSS. A Equação 6.8 mostra o modelo LSI.

$$I(R,z) = \int_0^c \frac{S/c}{4\pi r^2} \times e^{-\alpha L * r/R} \qquad (6.8)$$

em que:

c = comprimento da lâmpada.

Medição direta – radiometria: este é o método mais utilizado para estimativa da intensidade, devido a sua simplicidade. São utilizados radiômetros equipados com detetores com filtros para determinar a intensidade em um comprimento de onda específico (Ryer, 1997). A precisão da medida realizada com radiômetros está associada à sensibilidade do equipamento e à quantidade de medidas feitas em diferentes pontos do reator (Daniel, 1993). Este método é muito confiável na determinação de intensidade de radiação colimada. Entretanto, como a maioria dos sensores apresenta resposta conforme a lei do cosseno, as leituras para radiação incidente em ângulos horizontais menores que 30º são minoradas. Então, medições próximas à fonte emissora de energia não são válidas (Ryer, 1997). Severin & Roessler (1998), a partir de modelagem matemática e testes radiométricos, propõem o limite mínimo de quatro centímetros para a distância do ponto de medição, objetivando a confiabilidade das leituras obtidas. A modelagem matemática pode ser utilizada para confirmação do comportamento da intensidade obtido por medição direta (Blatchley III, 1997).

Exemplo 1: cálculo da intensidade de radiação UV por intermédio do modelo LSI

Utilizar o modelo LSI, proposto por Blatchley III (1997), para calcular a intensidade no centro do eixo colimador em um ponto distante 13,2 cm de seu final. O equipamento colimador da radiação UV é apresentado na Figura 6.3 e tem as seguintes características físicas:

xi = 0 cm, y_i = 0 cm;
D = diâmetro do eixo colimador = 10,5 cm;
e, f = limites de integração em um colimador = (–D/2 a D/2);

e = –5,25 cm;
f = 5,25 cm;
P = energia UV 254 nm emitida pela lâmpada (W) = 8,3 W;
L = comprimento da lâmpada = 89,3 cm;
H = comprimento do eixo colimador = 59,5 cm;
α = distância do eixo da lâmpada ao eixo colim. = 2,4 cm;
β = distância vertical do ponto ao eixo colim. = 13,2 cm

$$\Delta = H + \alpha + \beta = 75{,}1 \text{ cm} \tag{6.9}$$

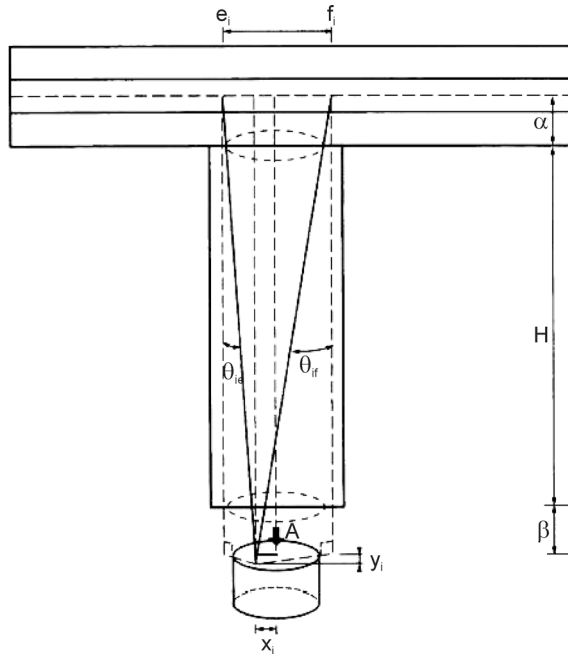



Figura 6.3 Esquema de um reator UV do tipo colimador.

Considerando que o modelo proposto é representado pela Equação 6.10, recomenda-se a resolução da integral pela divisão em elementos e somatório da áreas trapezoidais abaixo da curva da função.

$$I(x_i, y_i) = \int_e^f \frac{\frac{P}{L}}{4\pi\left[(x - x_i)^2 + \Delta^2 + y_i^2\right]} dx \tag{6.10}$$

Para divisão dos limites de integração em 25 elementos têm-se:

Elemento	x [cm]	I(x) [mW/cm²]	dx [cm]	$I_m = (I_n+I_{n-1})/2$	I_m.dx
1	–5,250	1,31 E – 03			
2	–4,830	1,31 E – 03	0,420	1,3055 E – 03	5,5 E–04
3	–4,410	1,31 E – 03	0,420	1,3065 E – 03	5,5 E–04
4	–3,990	1,31 E – 03	0,420	1,3073 E – 03	5,5 E–04
5	–3,570	1,31 E – 03	0,420	1,3081 E – 03	5,5 E–04
6	–3,150	1,31 E – 03	0,420	1,3088 E – 03	5,5 E–04
7	–2,730	1,31 E – 03	0,420	1,3094 E – 03	5,5 E–04
8	–2,310	1,31 E – 03	0,420	1,3099 E – 03	5,5 E–04
9	–1,890	1,31 E – 03	0,420	1,3104 E – 03	5,5 E–04
10	–1,470	1,31 E – 03	0,420	1,3107 E – 03	5,5 E–04
11	–1,050	1,31 E – 03	0,420	1,3110 E – 03	5,5 E–04
12	–0,630	1,31 E – 03	0,420	1,3112 E – 03	5,5 E–04
13	–0,210	1,31 E – 03	0,420	1,3114 E – 03	5,5 E–04
14	0,210	1,31 E – 03	0,420	1,3114 E – 03	5,5 E–04
15	0,630	1,31 E – 03	0,420	1,3114 E – 03	5,5 E–04
16	1,050	1,31 E – 03	0,420	1,3112 E – 03	5,5 E–04
17	1,470	1,31 E – 03	0,420	1,3110 E – 03	5,5 E–04
18	1,890	1,31 E – 03	0,420	1,3107 E – 03	5,5 E–04
19	2,310	1,31 E – 03	0,420	1,3104 E – 03	5,5 E–04
20	2,730	1,31 E – 03	0,420	1,3099 E – 03	5,5 E–04

(*Continuação.*)

Elemento	x [cm]	I(x) [mW/cm²]	dx [cm]	$I_m = (I_n+I_{n-1})/2$	I_m.dx
21	3,150	1,31 E – 03	0,420	1,3094 E – 03	5,5 E–04
22	3,570	1,31 E – 03	0,420	1,3088 E – 03	5,5 E–04
23	3,990	1,31 E – 03	0,420	1,3081 E – 03	5,5 E–04
24	4,410	1,31 E – 03	0,420	1,3073 E – 03	5,5 E–04
25	4,830	1,31 E – 03	0,420	1,3065 E – 03	5,5 E–04
26	5,250	1,31 E – 03	0,420	1,3055 E – 03	5,5 E–04
				Somatório (Im.dx × 1.000)	13,75 μW/cm²

Então a intensidade estimada no ponto solicitado é de 13,75 μW/cm².

Mecanismos da desinfecção UV

A desinfecção por radiação UV baseia-se em alterações por fotólise do material genético (DNA, RNA) dos organismos presentes no esgoto. O DNA é um polímero de ácido nucléico, constituído por uma seqüência de quatro bases nitrogenadas (adenina, citosina, guanina e timina) que constituem o código genético. Essas bases formam as chamadas bases emparelhadas (por exemplo, adenina com timina e citosina com guanina), ligadas por pontes de hidrogênio (Figura 6.4a). São essas ligações que fazem com que as duas fitas do DNA permaneçam ligadas, dando origem à estrutura conhecida como dupla hélice. As moléculas de DNA dos organismos a serem inativados absorvem radiações com comprimento de onda entre 200 e 300 nm, em especial aquelas em torno de 260 nm, que alteram sua composição e comprometem sua funcionalidade (Chang, 1977). A radiação UV atravessa a parede celular e é absorvida pelos ácidos nucléicos e, em menor extensão, pelas proteínas e por outras moléculas biologicamente importantes (Daniel & Campos, 1992). A energia absorvida rompe as ligações não saturadas, principalmente as bases nitrogenadas pirimídicas, provocando a dimerização de pirimidinas adjacentes de um mesmo fio de cromossomo do DNA (White *et al.*, 1986) (Figura 6.4b). Os dímeros formados em conseqüência das alterações provocadas pela radiação UV podem resultar em timina–timina, timina–citosina e citosina–citosina. As moléculas pirimídicas resultantes, uma vez unidas, deformam a estrutura helicoidal do DNA e dificultam a replicação do ácido nucléico. Caso a replicação ocorra, as novas células serão mutantes descendentes incapazes de se duplicar (WEF, 1995).

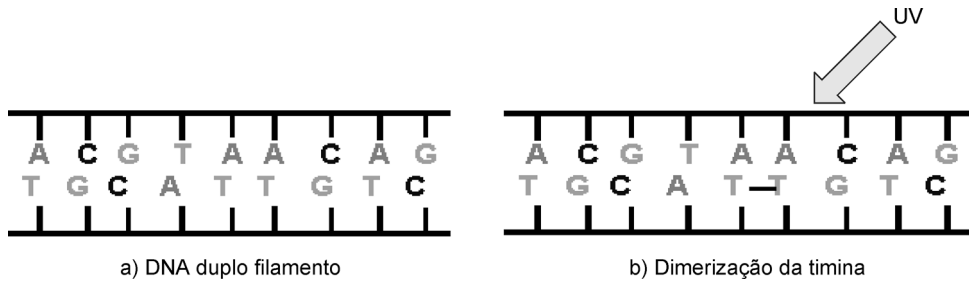



Figura 6.4 Efeito da radiação UV sobre a cadeia de DNA da bactéria, dimerizando a timina e fazendo com que os filamentos do DNA não tenham mais a capacidade de encaixe.

A resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiações UV varia de acordo com a espécie, sendo este um dos principais parâmetros de dimensionamento dos reatores UV para desinfecção. A Tabela 6.3 apresenta uma compilação das doses de UV para inativação de diversos organismos (patogênicos ou não aos seres humanos), obtida por ensaios em colimadores como o apresentado na Figura 6.3. De modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação UV, bastando doses efetivas da ordem de 20 mWs/cm^2 para inativar a maioria das espécies. Entretanto, o mesmo não pode ser dito de protozoários e helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em ambientes adversos. As formas encistadas dos protozoários e os ovos de helmintos são muito resistentes à radiações UV, exigindo doses extremamente elevadas e, na maioria dos casos, antieconômicas, para resultar em eficiente inativação. Portanto, esses organismos devem ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção UV, o que, em função das consideráveis proporções, geralmente ocorre por sedimentação ou filtração.

Cinética de inativação

A Lei de Chick, aplicada à desinfecção por radiação UV, baseia-se na similaridade do processo de desinfecção com uma reação cinética de primeira ordem, segundo a Equação 6.11 (Usepa, 1986).

$$\frac{dN}{dt} = -kN \tag{6.11}$$

em que:

k = constante de inativação (s^{-1});

N = concentração de organismos sobreviventes em um dado tempo t (organismos/100 ml).

Tabela 6.3 Doses de radiação UV para inativação de bactérias, vírus, algas, protozoários, helmintos e leveduras.

Bactéria	**Dose UV (mWs/cm^2)**	**Vírus**	**Dose UV (mWs/cm^2)**
Agrobacterium lumefaciens	8,5	Adenovírus Tipo III 3	4,5
Bacillus anthracis	8,7	Bacteriófagos	6,6
Bacillus anthracis (esporos de Antrax)	46,2	Coxsackie	6,3
Bacillus paratyphosus	6,1	Hepatite A*	3,7
Bacillus subtilis	11	Hepatite infecciosa	8
Clostridium tetani	23,1	Influenza	6,6
Corynebacterium diphtheriae	6,5	Mosaico do tabaco	440
Dysentery bacilli	4,2	Poliovírus*	7,5
Eberthella typhosa	4,1	Rotavírus	24
Escherichia coli	6,6	Rotavírus SA – 11*	9,9
Espécies de *Salmonella*	15,2		
Esporos de *Bacillus subtilis*	22	**Protozoários e helmintos**	
Legionella bozemanii	3,5	Cistos de *Giardia lamblia*	100
Legionella pneumophila (doença dos legionários)	12,3	*E. hystolytica*	84
Leptospira interrogans	6	Ovos de nematodos	40
Micrococcus candidus	12,3		
Mycobacterium tuberculosis	10	**Algas**	
Pseudomonas aeruginosa (cepas ambientais)	10,5	*Chlorella vulgaris*	22,0
Pseudomonas aeruginosa (cepas laboratoriais)	3,9	Alga azul-verde	420
Salmonella enteritidis	7,6		
Salmonella paratyphi (febre entérica)	6,1	**Fungos**	
Salmonella typhi (febre tifóide)	7	*Aspergillus amstelodami*	77
Salmonella typhimurium	15,2	*Aspergillus glaucus*	88
Sarcina lutea	26,4	*Aspergillus niger*	330
Shigella dysenteriae – disenteria	4,2	*Penicillium digitatum*	88
Shigella flexneri – disenteria	3,4	*Penicillium expansum*	22
Shigella paradysenteriae	3,4	*Rhizopus nigricans*	220
Staphylococcus aureus	6,6		
Staphylococcus epidermidis	5,8	**Leveduras**	
Streptococcus faecaila	10	Levedura do pão	8,8
Streptococcus hemolyticus	5,5	Levedura de cerveja	6,6
Vibrio cholerae	6,5	*Saccharomyces cerevisiae*	13,2
Vibrio comma (cólera)	6,5	*Saccharomyces ellipsoideus*	13,2

Fonte: Collentro (1986), Lupal (1993), Treij (1995), WEF (1996), Tarrán (2003).

A integração da Equação 6.11 leva à Equação 6.12.

$$\frac{N}{N_0} = e^{-k \cdot dose} \tag{6.12}$$

em que:

N_0 = concentração de microrganismos no afluente (organismos/100 ml);

dose = dada pela Equação 6.3 :

$$dose = I \times t \ (mW/s^2)$$

t = tempo de exposição à radiação UV (s).

Essa equação teórica pode ser utilizada para a previsão da eficiência da desinfecção UV nos casos em que a absorção da radiação UV no meio é muito baixa, a intensidade UV aplicada aos microrganismos é homogênea, o comportamento hidráulico da unidade é próximo ao pistão e a sensibilidade da população em relação à radiação UV é homogênea (Daniel, 1993). Entretanto, na desinfecção de esgotos tratados, a agregação ou oclusão dos microrganismos na matéria particulada impede a penetração da radiação ultravioleta, reduzindo a eficiência da inativação e gerando o efeito cauda na curva dose × resposta (Figura 6.5).

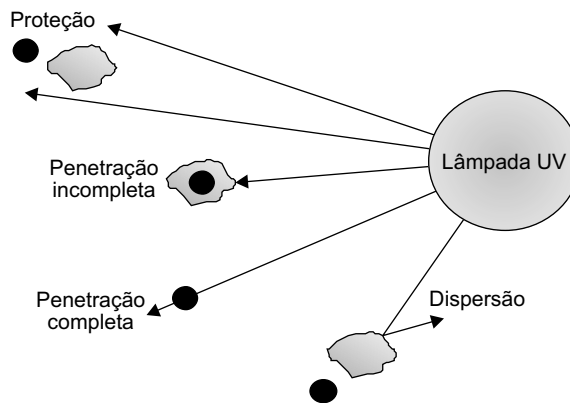



Figura 6.5 Efeitos da matéria particulada na desinfecção UV.

Como alternativa à Equação 6.13, tendo em vista os efeitos da presença de matéria particulada em suspensão, pode ser utilizada a Equação 3.21 (Usepa, 1986).

$$N = N_D \, . \, e^{-k.dose} + N_p \tag{6.13}$$

em que:

N = concentração de microrganismos no efluente (organismos/100 ml);

N_D = concentração de microrganismos dispersos no afluente (organismos/100 ml);

N_p = concentração de microrganismos associados à matéria particulada (organismos/100 ml);

N_0 = concentração de microrganismos no afluente, $N_0 = N_D + N_p$ (organismos/100 ml).

O valor de N_p pode ser estimado com amostras expostas a altas doses, a partir do ajuste à Equação 6.14 (WEF, 1996).

$$N_p = a \cdot (SST)^b \tag{6.14}$$

em que:

SST = quantidade de sólidos suspensos presentes na amostra (mg/l)

a e b = coeficientes empíricos obtidos no ajuste.

Entretanto, a radiação UV, mesmo que reduzida, pode atingir os organismos associados à matéria particulada. A Equação 6.15, desenvolvida por Emerick *et al.* (2000), obteve bons ajustes a testes avaliando a inativação de coliformes fecais com efluentes secundários e terciários.

$$N = N_D \cdot e^{-k \cdot dose} + \frac{N_p}{k \cdot dose}\left(1 - e^{-k \cdot dose}\right) \tag{6.15}$$

em que:

N = concentração de microrganismos no efluente (organismos/100 ml);

N_D = concentração de microrganismos dispersos no afluente (organismos/100 ml);

N_p = concentração de microrganismos associados à matéria particulada (organismos/100 ml);

N_0 = concentração de microrganismos no afluente, $N_0 = N_D + N_p$ (organismos/100 ml).

A aplicação desse modelo nos testes realizados pela UFES, compreendendo a desinfecção UV de efluentes terciários, é ilustrada pela Figura 6.6. O modelo cinético mostrou-se um tanto quanto conservativo, apresentando bom ajuste pelo teste de aderência com o coeficiente de Pearson (Tabela 6.4).

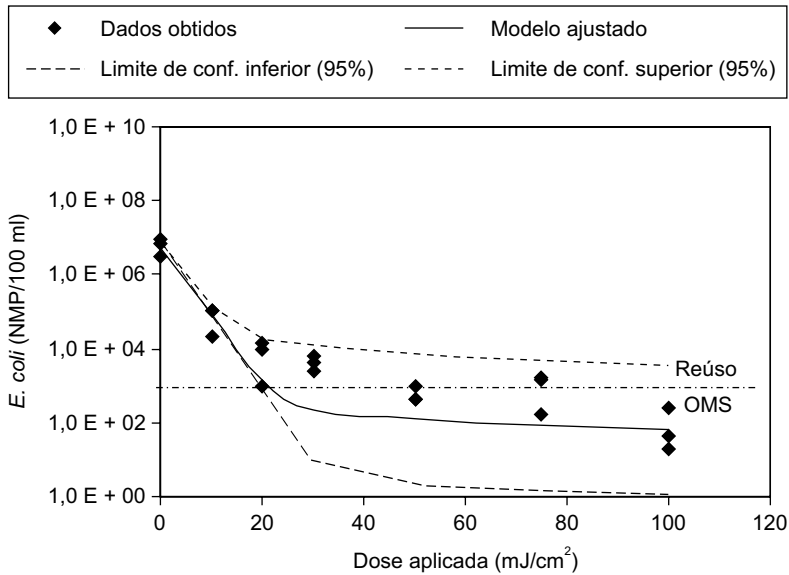



Figura 6.6 Resultados obtidos e ajuste de modelo cinético para inativação de *E. coli* em efluente terciário.

Tabela 6.4 Parâmetros obtidos com a regressão não linear (Figura 5.33).

Parâmetro	Est.	Intervalo de confiança 95%		R^2	C. Pearson (α = 99%)
		Limite inferior	Limite superior		
K	0,427	0,395	0,460	0,724	0,851 (Sig = 0,000)
$N(0)_p$	2,7 E + 03	5,14 E + 01	1,38 E + 05		

Outros modelos empíricos com base em distribuições de probabilidade e alvos múltiplos estão disponíveis na literatura (WEF, 1996).

Considerações sobre intensidade aplicada e intensidade efetiva de radiação UV

Na seção anterior discutiu-se o efeito das concentrações de sólidos suspensos e da quantidade de partículas associadas a microrganismos no esgoto na determinação da quantidade de radiação necessária para atingir e inativar os organismos de interesse. Por outro lado, sabe-se que a capacidade de absorção de energia por alguns compostos químicos presentes no esgoto atenua a radiação UV antes que ela atinja o alvo. Quanto mais altas as concentrações destes compostos no líquido, menor a disponibilidade

da radiação UV e sua conseqüente absorção pelos organismos. A Tabela 6.5 apresenta alguns compostos químicos presentes em esgotos sanitários e seus efeito na desinfecção UV.

Tabela 6.5 Efeito de características do esgoto na desinfecção por radiação UV.

Características do esgoto	Efeitos na desinfecção UV
Amônia	Nenhum detectado
Nitrito	Nenhum detectado
Nitrato	Nenhum detectado
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Nenhum detectado. Entretanto, se grande parte da DBO é húmica e/ou de compostos não saturados (ou conjugados), então a transmissão do UV pode ser diminuída.
Dureza	Afeta a solubilidade de metais que podem absorver a luz UV. Pode levar à precipitação de carbonatos nos tubos de quartzo.
Materiais húmicos, ferro	Alta absorbância de radiação UV.
pH	Afeta a solubilidade de metais e carbonatos.
SST	Absorve a radiação UV e protege microrganismos no interior das partículas.

Fonte: Adaptado de Usepa (1999).

A intensidade média UV aplicada em um reator pode ser determinada conforme os métodos descritos na seção *Processos de desinfecção por meio de radiação UV*. Alguns trabalhos utilizam a Lei de Beer-Lambert (Equação 6.6) para correção da intensidade aplicada e conseqüente determinação da intensidade média efetiva na desinfecção UV.

A demanda de radiação UV no esgoto pode ser quantificada por espectrofotometria, no comprimento de onda de 254 nm, obtendo-se a absorbância de energia por unidade de profundidade. Por questões de praticidade, os resultados também podem ser expressos em função da intensidade ou da dose aplicada, desde que sejam informadas as características de absorbância das amostras analisadas. Para conversão dos resultados, utiliza-se a Equação 6.6.

Exemplo 2: cálculo da dose efetiva a partir das características do esgoto

Calcular as doses de UV, aplicada e efetiva, de uma amostra de esgoto tratado, com SST = 30 mg/L e transmitância de 42,5%. A amostra foi irradiada em sua superfície com a intensidade UV de 1,33 mW/s^2 por um tempo de 1 min e 30 s; a lâmina do líquido no recipiente irradiado foi de 4 cm.

A dose aplicada pode ser calculada a partir de:

$$D_a = I_0 \times t \text{ [mJ/cm}^2]$$

em que:

I_0 = 1,33 mW/s²;

t = 1 min 30 seg = 90 s.

Então:

$$D_a = 1{,}33 \times 90 \Rightarrow D_a = 120 \text{ mJ/cm}^2$$

A partir de transmitância pode-se obter a absorvância, por meio de:

$$A = -\log(T(\%)/100) = -\log(42{,}5/100) = 0{,}372 \text{ cm}^{-1}$$

O coeficiente de absorbância é de:

$$\alpha = 2{,}303 \times A = 2{,}303 \times 0{,}372 = 0{,}857$$

A intensidade média em um meio pode ser obtida pela Lei de Beer-Lambert, dada pela seguinte equação (Equação 6.6):

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot L}\left(1 - e^{-\alpha L}\right)\left[\text{mW/cm}^2\right]$$

em que:

I_0 = intensidade UV aplicada no meio líquido = 1,33 mW/cm²;

L = caminho ótico (cm) = 4 cm;

α = coef. de absorbância = 0,857.

$$I_m = \frac{1{,}33}{0{,}857 \times 4}\left(1 - e^{-0{,}857 \times 4}\right) = 0{,}375 \text{ mW/cm}^2$$

A dose efetiva pode ser obtida por:

$$D = I_m t \text{ [mJ/cm}^2]$$

em que:

t = 90 s;

I_m = 0,375 mW/cm².

Então:

$$D = 0{,}375 \times 90 \Rightarrow D = 33{,}8\ mJ/cm^2$$

Fotorreativação e recuperação no escuro

Os organismos possuem mecanismos, adquiridos pela evolução natural, que possibilitam recuperar lesões causadas por fontes externas, selecionando e preservando as espécies. Esses mecanismos são variáveis entre as espécies, podendo ser variávis até mesmo dentro da mesma espécie, dependendo da organização biológica e da lesão sofrida (Daniel, 1993).

O resultado final da exposição dos microrganismos à radiação ultravioleta, ou seja, a inativação total ou parcial destes, reflete a relação mútua entre a formação de fotoprodutos letais e sua remoção por processos de recuperação que visam impedir a letalidade, preservando a espécie. Assim, ao avaliar a eficiência da desinfecção realizada com radiação ultravioleta, deve-se considerar os microrganismos que são capazes de se recuperar após a irradiação (Chernicharo *et al.*, 2001).

A fotorreativação é um fenômeno que pode impactar negativamente a performance de um sistema de desinfecção com UV. São várias as variáveis que envolvem a predição dos efeitos de reparação nos sistemas em estações de tratamento de esgoto. A luz solar, que difere em intensidade e distribuição espectral de acordo com a estação do ano, hora do dia e existência de nuvens, bem como as características do efluente, afetam a penetração dos raios fotorreativantes, assim como as próprias condições do corpo receptor. Corpos receptores com baixa turbidez, e rasos, são mais suscetíveis à fotorreativação, enquanto os com alta turbidez e profundos são menos suscetíveis (Usepa, 1986). Além disso, a extensão do fenômeno depende da dose de radiação aplicada para desinfecção. Quanto maiores as doses, menores os efeitos da fotorreativação.

São dois os principais mecanismos de recuperação dos microrganismos irradiados com ultravioleta:

- Reversão das alterações produzidas pela radiação ultravioleta – fotorreativação. A recuperação é obtida por meio de recuperações fotoenzimáticas que monomerizam *in situ* os dímeros de piridina pela ação de enzima na presença de radiação de comprimento de onda de 300 a 500 nm.
- Substituição dos nucleotídios lesados pela radiação ultravioleta – recuperação no escuro. A substituição pode ser feita por meio de remoção da parte lesada e de uma seqüência de nucleotídios adjacentes, com posterior ressíntese da seqüência original de nucleotídios. Esse processo se denomina recuperação por excisão-ressíntese, e é feito na ausência de luz.

A fotorreativação, de certa forma, aumenta a resistência à radiação ultravioleta. Esse fato é particularmente importante em situações em que o efluente desinfetado é lançado em sistemas receptores abertos, como rios e lagos. A luz solar incide nesses sistemas podendo reativar uma significante parcela dos microrganismos inativados.

Em doses elevadas, a quantidade de dímeros é maior que a capacidade de recuperação do microrganismo, não havendo tempo para reverter todas as alterações antes que inicie a duplicação da célula. Considerando os fatores ambientais que influenciam a fotorreativação, esta deve ser controlada, aumentando-se a dose de radiação no sistema de desinfecção. É importante notar que o efeito da fotorreativação pode ser reduzido, mas nunca eliminado.

Processos de desinfecção por meio de radiação UV

Informações preliminares

Os principais componentes de um processo de desinfecção UV são as lâmpadas tipo arco de mercúrio, a fonte de energia, os reatores elétricos e o corpo do processo. Os reatores elétricos têm a função de limitar a corrente elétrica sobre as lâmpadas, sem o que estas seriam destruídas. A eficiência de um processo de desinfecção de esgotos por radiação UV depende dos seguintes fatores:

- **Características do afluente:** conforme as informações apresentadas na seção *Cinética da inativação*, sabe-se que elevadas concentrações de colóides e partículas no esgoto influenciam negativamente a desinfecção. Quanto mais clarificado for o afluente ao processo, melhor será seu desempenho de desinfecção. A vazão afluente e a quantidade de organismos a serem inativados também são importantes fatores de influência.
- **Intensidade da radiação UV aplicada**: a intensidade de radiação UV deve ser suficiente para suplantar todos os obstáculos descritos na seção *Considerações sobre intensidade aplicada e intensidade efetiva de radiação UV* até atingir o organismo-alvo com energia suficiente para inativá-lo. Tal fato deve ocorrer em todos os pontos do reator UV, sob pena da perda de eficiência em função da existência de regiões insuficientemente irradiadas. Outros fatores que afetam a intensidade são a idade das lâmpadas, sujeira nas lâmpadas e localização das lâmpadas no reator.
- **Comportamento hidrodinâmico do reator**: um reator UV deve ter escoamento hidráulico o mais próximo possível do tipo pistão, com mistura axial suficiente para maximizar a exposição da massa líquida à radiação UV. O reator deve ser projetado de forma a evitar curtos-circuitos e zonas mortas, os quais podem gerar o uso ineficiente de energia e redução do tempo de

exposição dos microrganismos à radiação UV (vide Capítulo 3). O tempo de exposição dos microrganismos à radiação UV depende dos caminhos por eles percorridos ao longo do reator e determina a quantidade de radiação a qual serão expostos. Como a dose de UV depende da variável tempo (Equação 6.3), o tempo de permanência de todos os organismos-alvo deve ser o suficiente para compor a dose efetiva mínima para sua inativação.

- **Configuração do reator**: a existência de zonas mortas e de curto-circuito, assim como de regiões expostas a maiores ou menores intensidades de radiação, dependem da configuração do reator de desinfecção. Outros componentes, como o tipo de lâmpada e a existência de dispositivos para eliminação do biofilme sobre lâmpadas ou envoltórios, também são importantes.

Tendo em vista a influência do nível de clarificação do esgoto tratado na eficiência de desinfecção, a inserção dos processos UV no fluxograma de tratamento geralmente ocorre após a etapa de tratamento secundário aeróbio mecanizado. Isso não significa que um processo UV não possa ser utilizado diretamente para desinfecção de efluentes anaeróbios ou de lagoas de estabilização facultativas, por exemplo. Entretanto, em função dos níveis de turbidez que caracterizam esses efluentes, as doses necessárias para obter efluentes de qualidade são muito elevadas e, em geral, antieconômicas do ponto de vista operacional.

Lâmpadas UV

Além da radiação UV natural presente na luz solar, pequenas frações de radiação UV artificial podem ser emitidas por lâmpadas comuns, lâmpadas de halogênio, lâmpadas fluorescentes, telas de computadores, entre outras. Para efeito de desinfecção de águas e esgotos, quantidades de radiação UV muito superiores a estas são necessárias, o que é obtido utilizando lâmpadas de vapor de mercúrio como fonte geradora.

As lâmpadas germicidas de baixa pressão de mercúrio e baixa intensidade de radiação UV são as mais comuns, sendo constituídas por um tubo de quartzo com um eletrodo de tungstênio em cada extremidade. O tubo é preenchido com vapor de mercúrio a baixa pressão e um gás inerte, geralmente argônio, que resulta na luz azul-esverdeada vista na lâmpada em funcionamento. Um reator elétrico garante a aplicação e a estabilização de voltagem nos eletrodos, possibilitando a descarga elétrica no interior do tubo. Os elétrons, ao colidirem com os átomos de mercúrio, liberam a radiação UV, em sua maior parte a 253,7 nm (112,8 kcal/einstein), efetiva na inativação de microrganismos. O circuito elétrico para acionamento das lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio é igual ao usado em lâmpadas fluorescentes, optando-se preferencialmente por reatores de partida rápida. No caso das lâmpadas fluorescentes, o tubo de quartzo é substituído por um tubo de vidro revestido por cristais de fósforo (Figura 6.7).

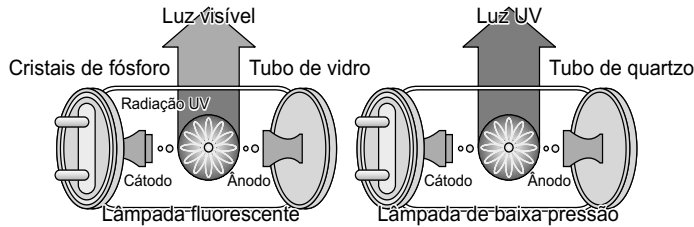



Figura 6.7 Croqui de uma lâmpada fluorescente normal e de outra do tipo UV.

Os principais tipos de lâmpadas germicidas são (Usepa, 1986; Tchobanoglous *et al.*, 2003):

- **Lâmpadas de baixa pressão e baixa intensidade de radiação:** as lâmpadas de baixa pressão emitem de 80% a 90% da energia no comprimento de onda de 253,4 nm, podendo ser consideradas monocromáticas. A energia emitida no comprimento de onda de 253,4 nm representa de 30% a 50% da potência nominal da lâmpada, sendo o restante dissipado na forma de calor. Há no mercado lâmpadas com potências variando de 4 a 60 W, com maior oferta de lâmpadas de 30 W. A mistura de vapor mercúrio–argônio encontra-se a uma pressão de 0,007 mmHg em seu interior e sua temperatura ótima de trabalho é de 40ºC. Geralmente são utilizadas em sistemas de desinfecção com um envoltório de quartzo, cujo principal objetivo é manter a temperatura de funcionamento da lâmpada próxima a 40ºC. A durabilidade desse tipo de lâmpada varia de 3.000 a 13.000 horas, dependendo da qualidade do material e da quantidade de ciclos de partida a que são submetidas.
- **Lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade:** basicamente, são lâmpadas muito semelhantes às descritas anteriormente, à exceção da mistura mercúrio-índio que substitui o mercúrio–argônio do caso anterior. Sua capacidade de emitir radiação UV a 254 nm é de 2 a 4 vezes superior à das lâmpadas convencionais de baixa pressão. A pressão no interior das lâmpadas dessa natureza pode ser de 0,001 a 0,01 mmHg. Esse tipo de lâmpada é mais eficiente e mais resistente do que as lâmpadas de baixa pressão e baixa intensidade, em função de a mistura mercúrio–índio manter um nível constante de átomos de mercúrio na forma de vapor.
- **Lâmpadas de média pressão e alta intensidade:** este tipo de lâmpada opera sob pressões entre 100 e 10.000 mmHg, próximas da pressão atmosférica, dentro de uma faixa de temperatura ideal de 600 a 800ºC. Sob tais condições, praticamente todo o mercúrio existente em seu interior é vaporizado. As lâmpadas de média pressão e alta intensidade são policromáticas, emitindo

radiações com comprimento de ondas de 180 a 1.370 nm . A potência nominal varia de 0,7 a 5 kW. A eficiência de conversão da energia total em UV-C varia de 27% a 44%, dos quais apenas de 7% a 15% possuem 254 nm. Ademais, estas lâmpadas geram quantidade de UV de 50 a 100 vezes superiores às geradas pelas lâmpadas de baixa pressão e baixa intensidade. Com isso, o tempo de exposição e o número de lâmpadas são muito menores do que os utilizados nas unidades que empregam as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. Seu uso mais corrente se dá em grandes estações de tratamento, permitindo a adoção de tempos de contato muito curtos na desinfecção e, conseqüentemente, a construção de unidades bastante compactas.

Um resumo das principais características das lâmpadas UV utilizadas em reatores de desinfecção de esgotos sanitários é apresentado na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 Características das lâmpadas UV utilizadas em desinfecção de esgotos

Item	**Unidade**	**Tipo de lâmpada**		
		Baixa pressão baixa intensidade	**Baixa pressão alta intensidade**	**Média pressão alta intensidade**
Potência consumida	W	70 -100	200	
Corrente elétrica	kW	350 -550	1,2[a]	2-5
	MA		Variável	Variável
Voltagem	V	220	Variável	Variável
Eficiência	%	30-40	25-35	10-12[b]
Saída da lâmpada a 254 nm	W	25-27	60-400	
Temperatura	ºC	35-45	90-150	600-800
Pressão	mmHg	0,007	0,001-0,01	
Comprimento	m	0,75-1,5	Variável	Variável
Diâmetro	mm	15-0	Variável	Variável

[a] Lâmpada com saída muito alta.
[b] Saída na faixa de germicida (~250-260 nm).
Fonte: Tchobanoglous *et al*. (2003).

Fatores que influenciam o desempenho das lâmpadas

A intensidade de emissão de radiação ultravioleta por lâmpadas germicidas é afetada por diversos fatores, dentre os quais podem ser citados:

- **Temperatura de operação da lâmpada:** tendo em vista o rendimento de geração de radiação UV, cada tipo de lâmpada possui uma faixa específica ótima de operação. No caso das lâmpadas de baixa pressão e baixa intensidade, o melhor rendimento se situa em torno de 40°C.
- **Tempo de operação da lâmpada:** a vida útil de uma lâmpada germicida corresponde ao período em que, respeitadas as condições operacionais estabelecidas pelo fabricante, ela consegue gerar radiação UV com a intensidade prevista no dimensionamento do processo de desinfecção. Informações de fabricantes indicam que a vida útil de uma lâmpada de baixa pressão e baixa intensidade disponível no mercado pode variar de 4 mil a 13 mil horas. A Figura 6.8 ilustra o resultado de um teste de desempenho de diferentes lâmpadas comerciais, de baixa pressão e de baixa intensidade, na emissão de radiação a 254 nm, em relação ao especificado pelo fabricante (100%). No início do funcionamento as intensidades de radiação foram superiores aos dados fornecidos pelos fabricantes, seguindo-se um decaimento da emissão em função do tempo de uso. Em relação à marca B, em aproximadamente 750 horas foram observadas intensidades de radiação inferiores à originalmente especificada pelo fabricante. Apesar de essas lâmpadas apresentarem valor de mercado duas a três vezes menor que as outras, sua durabilidade e rendimento na emissão de radiação UV- 254 nm se mostraram inadequados.

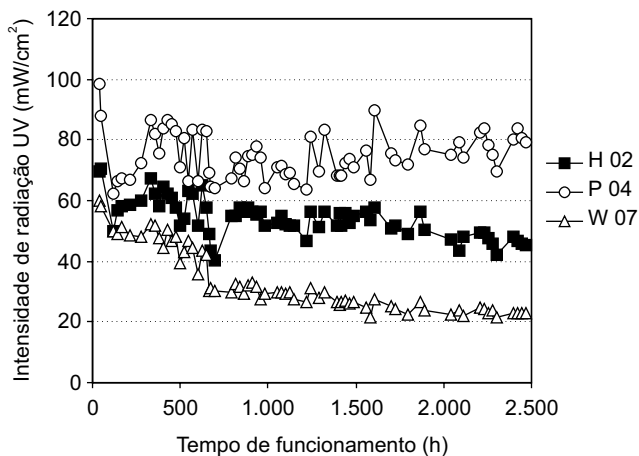



Figura 6.8 Variação da intensidade de radiação UV em colimador em função do tempo de operação (marca A).

- **Flutuações de voltagem:** a eficiência de emissão de radiação UV das lâmpadas de baixa pressão e de baixa intensidade é de 100% para voltagem próxima de 120 V. A eficiência decai sensivelmente para voltagens inferiores, podendo ser reduzida de 15% se a voltagem cair de 120 V para 100 V. A variação da intensidade de radiação UV ao longo do tempo, em um colimador conectado diretamente à rede elétrica na UFES, é apresentada pela Figura 6.9. Observam-se variações de intensidade até 25% superiores à intensidade média do período de registro.

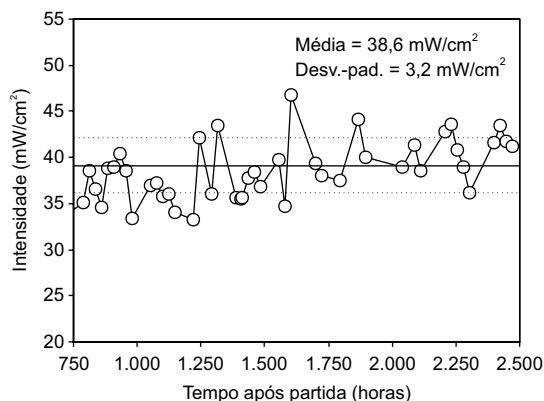



Figura 6.9 Instabilidade da intensidade de radiação UV devido a flutuações de voltagem na rede elétrica.

A vida útil das lâmpadas também varia muito em função da qualidade do material, bem como do número de acionamentos e das condições de operação. Os principais fatores que contribuem para redução da eficiência de emissão de radiação incluem falhas nos eletrodos, deposição de mercúrio nas paredes (escurecimento) e solarização do invólucro (Usepa, 1984).

Fatores físicos que influenciam o desempenho de processo de desinfecção

Dentre os aspectos físicos que exercem grande influência no desempenho de desinfecção de um reator UV destacam-se a distribuição espacial da radiação UV e seu comportamento hidrodinâmico nas diferentes condições operacionais. Uma breve descrição desses fatores é apresentada a seguir.

Distribuição espacial da radiação UV: a quantidade, o arranjo e o posicionamento das lâmpadas UV são de grande importância para o bom desempenho do reator UV na desinfecção. A distribuição espacial da radiação UV emitida depende desses fatores,

que deve ser a mais homogênea possível nas três dimensões do reator UV (comprimento, largura e profundidade). Esse objetivo não foi atingido no exemplo apresentado na Figura 6.10, que ilustra as curvas de iso-intensidade de radiação UV (254 nm) no reator apresentado na Figura 6.12. Observa-se que as bordas do reator recebem menor intensidade de radiação, região onde se localizam a grade de fixação das lâmpadas e o suporte dos reatores elétricos. As regiões onde foram verificadas as maiores intensidades estão próximas ao eixo longitudinal do reator, nas abscissas próximas de 40, 100 e 180 cm. O que se pode estimar é um baixo rendimento de inativação de patógenos nas linhas de fluxo próximas às bordas do reator, contribuindo para obter um efluente final com qualidade aquém da prevista.

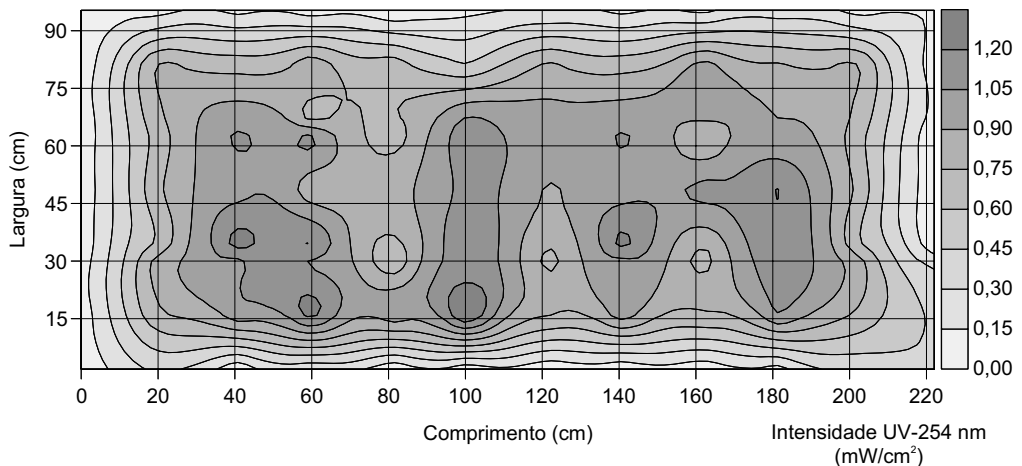



Figura 6.10 Curvas de iso-intensidade UV (254 nm) do reator (nível: 4 cm do fundo).

Comportamento hidrodinâmico do reator: conforme salientado anteriormente, o escoamento hidráulico do tipo pistão, com mistura axial suficiente para maximizar a exposição da massa líquida à radiação UV, deve ser privilegiado na concepção de um reator UV. Tal fato é decorrente da cinética de primeira ordem que caracteriza o decaimento dos microrganismos expostos à radiação UV. Curto-circuito e zonas mortas devem ser minimizados, o que pode ser atingido com dispositivos que aumentem a eficiência hidráulica do processo (exemplo: chicanas ou cortinas defletoras). Atenção especial deve ser dada aos dispositivos de alimentação e de coleta do efluente dos reatores, a fim de minimizar a dispersão longitudinal (vide Capítulo 3).

Tipos de processos

Uma das classificações mais usuais para os processos UV tem por base o posicionamento das lâmpadas em relação ao líquido submetido à desinfecção. Os

processos em que as lâmpadas são posicionadas fora da lâmina líquida são conhecidos como *processos de lâmpadas emersas* ou de não contato. Ainda nessa categoria, há processos com lâmpadas externas a tubos transparentes, no interior dos quais escoa o líquido. Os *processos com lâmpadas imersas* compreendem a utilização de lâmpadas que podem estar em contato direto ou não com a corrente líquida. Nesse último caso, as lâmpadas encontram-se protegidas por um envoltório, geralmente de quartzo, que pouco absorve a radiação UV. Outro tipo de classificação refere-se à forma de escoamento do líquido, que pode ocorrer em canais ou em condutos forçados. Resumindo as diferentes opções técnicas, tem-se:

Processos com lâmpadas emersas

- escoamento hidráulico em canal;
- escoamento hidráulico em conduto forçado.

Processos com lâmpadas imersas

- escoamento hidráulico em canal;
- escoamento hidráulico em conduto forçado.

Processos com lâmpadas emersas

O tipo mais comum de processo com lâmpadas emersas é caracterizado pelo escoamento livre do líquido a ser desinfetado em um ou mais canais funcionando em paralelo, assumindo geralmente o formato de uma mesa (Figuras 6.11 e 6.12). Uma câmara de alimentação dos canais recebe o efluente dos processos de tratamento secundário ou terciário e reparte a vazão de forma equânime entre os canais por meio de vertedores triangulares. A câmara de recepção do efluente final do reator UV encaminha o efluente desinfetado para o emissário de esgoto tratado. As lâmpadas UV de baixa pressão podem ser posicionadas paralela ou transversalmente ao sentido de fluxo do líquido e com espaçamento constante entre uma e outra lâmpada (de 5 a 10 cm, geralmente). A geratriz inferior de cada lâmpada é posicionada o mais próximo possível da lâmina d'água, a fim de otimizar a distribuição da radiação UV no líquido. Os canais são cobertos por tampas constituídas ou revestidas por material refletor da radiação, sendo o alumínio um dos materiais mais utilizados para esse fim. As tampas melhoram o aproveitamento da radiação UV emitida pelas lâmpadas, bem como protegem os trabalhadores do contato direto com a radiação.

O escoamento em conduto forçado não é muito comum no caso de processos com lâmpadas emersas. As lâmpadas são posicionadas externamente a tubos transparentes à radiação UV, em quartzo ou Teflon, por onde escoa o líquido a ser desinfetado (Figura 6.13). Nesse caso, há necessidade de prever a instalação de um dispositivo de limpeza da superfície dos tubos que entra em contato com o líquido. A formação de depósitos (biofilme) diminui a eficiência de transmissão da radiação UV, prejudicando o desempenho do processo.

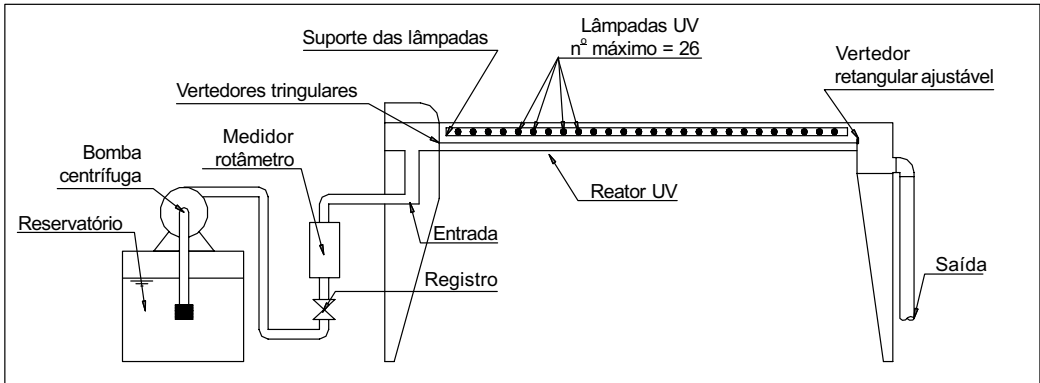



Figura 6.11 Esquema de implantação de um reator UV com lâmpadas emersas.

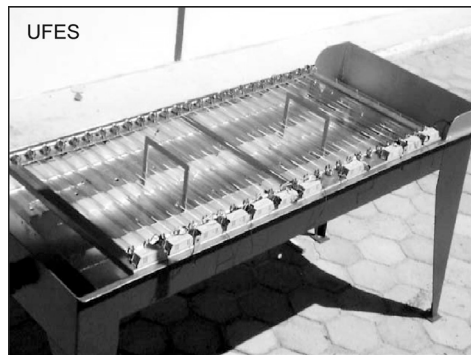



Figura 6.12 Reator UV com lâmpadas emersas, sem tampa de proteção dos canais de escoamento (pesquisa UFES).

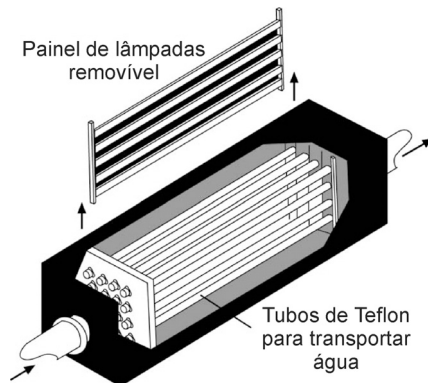



Figura 6.13 Processo UV com lâmpadas emersas e escoamento forçado em tubos de Teflon. *Fonte*: Cchernicharo *et al*., 2001.

Processos com lâmpadas imersas

Nesse tipo de processo, as lâmpadas UV trabalham dentro da corrente líquida, normalmente protegidas por um envoltório constituído por material com baixa absorção da radiação UV (quartzo ou Teflon). O quartzo absorve em torno de 5% de radiação ultravioleta, enquanto o Teflon, até 35% (Usepa, 1999). Segundo Daniel (1993), essa dissipação de energia corresponde à perda que ocorre em refletores de alumínio polido, usados em sistema com lâmpadas emersas.

Em geral, o envoltório possui a forma de um bulbo, com diâmetro da seção transversal minimamente superior ao da própria lâmpada. A lâmpada é inserida em seu interior, sendo hermeticamente protegida do contato com o líquido uma vez fechado o bulbo, o que permite seu funcionamento em condições adequadas de temperatura. Entretanto, o contato permanente entre o envoltório de proteção e o líquido resulta na formação paulatina de um biofilme em sua superfície, constituído por material orgânico e inorgânico, que prejudica sobremaneira a transmissão da radiação UV. Um dispositivo para remoção do biofilme é obrigatório nesse tipo de processo, a fim de que o rendimento da desinfecção se mantenha ao longo do tempo. Tais dispositivos podem basear-se em processos químicos (cloro, ácidos fortes, etc.) ou físicos (ultra-som, raspagem simples, etc.).

Reatores UV com escoamento em canal: o arranjo do conjunto de lâmpadas depende do tipo de escoamento hidráulico utilizado no processo. Os reatores UV em canal aberto podem utilizar lâmpadas de baixa pressão, bem como lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade. O posicionamento das lâmpadas pode ser realizado horizontal ou perpendicularmente ao sentido de fluxo do líquido no canal. Estas também podem ser dispostas paralela ou transversalmente ao sentido do escoamento. A combinação dessas possibilidades dá origem às diversas patentes disponíveis no mercado atualmente. As Figuras 6.14 e 6.15 apresentam um reator em canal, com lâmpadas imersas inseridas perpendicular e transversalmente ao sentido de escoamento do líquido.

Reatores UV com escoamento em conduto forçado: o escoamento forçado em um conduto opaco, dentro do qual se inserem lâmpadas UV com ou sem envoltório de proteção, é outra possibilidade. Da mesma forma que nos reatores em canais abertos, nesse caso as lâmpadas também podem ser dispostas paralela ou transversalmente ao fluxo. Também nesse caso, é imperativa a existência de um dispositivo para limpeza das superfícies das lâmpadas ou dos envoltórios de proteção que entram em contato direto com o líquido. Dois exemplos de reatores com lâmpadas posicionadas paralelamente ao escoamento hidráulico no interior do processo são apresentados nas Figuras 6.16 e 6.17.

Figura 6.14 Processo UV com lâmpadas imersas e escoamento em canal.

Figura 6.15 Detalhe de um arranjo de lâmpadas UV protegidas por envoltório de quartzo.

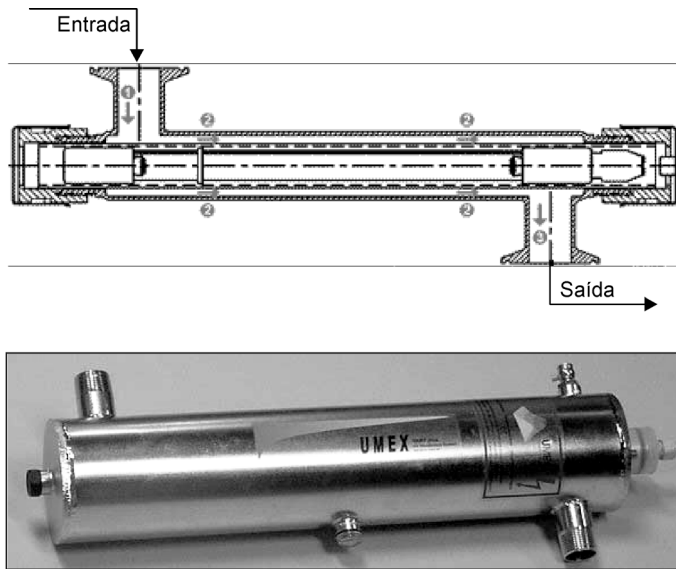



Figura 6.16 Reator UV com lâmpada imersa e escoamento em conduto forçado no sentido horizontal (pesquisa da PUC-PR).

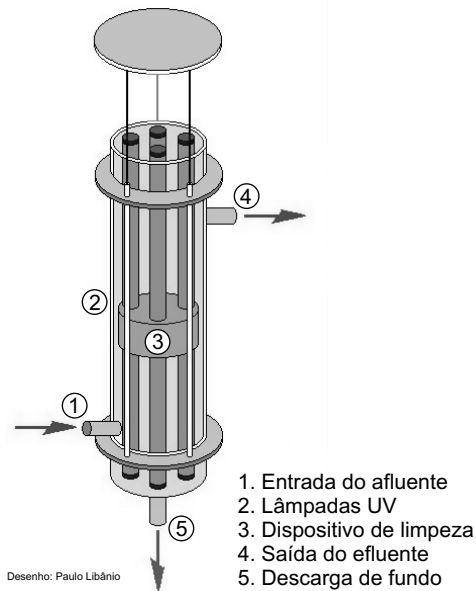



Figura 6.17 Reator UV com lâmpada imersa em conduto forçado no sentido vertical (UFMG). *Fonte*: Alves, 2003.

Um resumo das principais características dos processo de desinfecção UV anteriormente descritas é apresentado na Tabela 6.7.

Tabela 6.7 Nível de desenvolvimento e aspectos de operação e manutenção dos processos.

Consideração	Lâmpadas emersas		Lâmpadas imersas	
	Escoamento em canal	**Escoamento sob pressão**	**Escoamento em canal**	**Escoamento sob pressão**
Estágio de desenvolvimento tecnológico	Bem desenvolvido	Desenvolvido	Bem desenvolvido	Bem desenvolvido
Tamanho da ETE	Pequeno a médio	Pequeno a médio	Médio a grande	Todos os tamanhos
Nível de tratamento antes da desinfecção	Secundário	Secundário	Secundário	Secundário
Complexidade relativa da tecnologia	Simples	Moderada	Moderada	Moderada
Consumo relativo de energia	Intermediário	Intermediário	Reduzido	Reduzido
Demanda operacional	Mínima	Moderada	Moderada	Moderada
Limpeza das lâmpadas ou envoltórios	Não	Sim	Sim	Sim
Demanda relativa de área	Intermediária	Intermediária	Reduzida	Reduzida

Dimensionamento

O dimensionamento de reatores UV para desinfecção de esgotos sanitários pode ser realizado por meio de modelos matemáticos empíricos e semi-empíricos. Os modelos desenvolvidos por Scheible (1987) e Emerick & Darby, *apud* WEF (1996), encontram-se descritos neste item.

A partir da teoria para escoamentos não ideais apresentada por Levenspiel (1972), Scheible (1987) desenvolveu e validou o modelo apresentado na Equação 6.16.

$$N = N_0 \exp\left[\frac{\overline{u}\,L}{2D}\left(1 - \sqrt{1 + \frac{4kD}{\overline{u}^2}}\right)\right] + N_p \qquad (6.16)$$

em que:

N = concentração de microrganismos no efluente irradiado (NMP/100 ml);
N_0 = concentração de microrganismos no afluente (NMP/100 ml);
$\bar{u}$ = velocidade média do escoamento (cm/s);
L = comprimento do trecho monitorado (cm);
D = coeficiente de dispersão longitudinal (cm^2/s);
k = constante de inativação (s^{-1}).

O valor de k pode ser calculado pela Equação 6.17:

$$k = a\,(I)^b \qquad (6.17)$$

em que:

I = intensidade UV média no reator (mW/cm^2);
N_p = densidade de microrganismos associados à matéria particulada (NMP/100 ml).

Por sua vez, o valor de N_p é calculado através de:

$$N_p = c\,(SS)^m \qquad (6.18)$$

em que:

SS = concentração de sólidos suspensos (mg/l);
a, b, c, m = coeficientes empíricos.

As limitações desse processo concentram-se na necessidade de obtenção prévia do coeficiente de dispersão e na baixa correlação normalmente obtida no ajuste da Equação 6.16 com dados de amostras irradiadas com altas doses (Loge *et al.*, 1996).

Emerick & Darby, *apud* WEF (1996) propuseram um modelo empírico com base em características do afluente (Equação 6.19).

$$N = A\,(SS)^a\,(TF)^b\,(N_0)^c\,(\beta)^c\,(dose)^n \qquad (6.19)$$

em que:

N = concentração de microrganismos no efluente irradiado (NMP/100 ml);
SS = concentração de sólidos suspensos (mg/L);
TF = transmitância a 253,7 nm da amostra filtrada (%);
N_0 = concentração de microrganismos no afluente (NMP/100 ml);

β = coeficiente de distribuição do tamanho das partículas;
dose = dose UV efetiva média (mJ/cm^2);
A, a, b, c, n = coeficientes empíricos.

A limitação do modelo está na necessidade de ter uma grande base de dados para obter coeficientes confiáveis, além de exigir regressão múltipla para obtenção dos mesmos.

Procedimentos de cálculo (reator de lâmpadas emersas)

1º Passo: a partir de dados levantados por testes em batelada ou fluxo contínuo, estima-se a dose efetiva (recebida) para atender à eficiência de remoção de microrganismos desejada. A dose efetiva pode ser obtida por:

$$D = I_m t \; [mJ/cm^2] \tag{6.20}$$

em que:

t = tempo de exposição (s);
I_m = intensidade média de radiação ultravioleta em uma lâmina líquida de espessura L (mW/cm^2).

A intensidade média em um meio pode ser obtida pela Lei de Beer-Lambert, dada pela seguinte equação:

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot L}\left(1 - e^{-\alpha L}\right) \; [mW/cm^2] \tag{6.6}$$

em que:

I_0 = intensidade UV aplicada no meio líquido (mW/cm^2);
L = caminho óptico (cm);
α = coeficiente de absorbância, dado por:

$$\alpha = A \times \ln(10) = 2{,}303\,A \tag{6.4}$$

A = absorbância a 254 nm (u.a./cm).

2º Passo: pelas equações anteriores pode-se calcular a dose aplicada. A dose aplicada é obtida pelo produto da intensidade de radiação ultravioleta na superfície do líquido (I_0) pelo tempo de exposição (t):

$$D_a = I_0 t \; [mJ/cm^2] \tag{6.21}$$

3º **Passo:** cálculo da dose aplicada (D_{av}) por volume:

$$D_{av} = \frac{D_a}{L} 0{,}278 \quad [Wh/m^3] \tag{6.22}$$

em que:

D_a = dose aplicada na superfície com líquido (mJ/cm^2);
L = espessura da lâmina líquida (cm);
0,2778 = fator de conversão.

4º **Passo:** estimar o número de lâmpadas necessárias no reator, o qual pode ser calculado por:

$$n = \frac{QD_{av}}{P_{252} f} \tag{6.23}$$

em que:

Q = vazão (m^3/h);
D_{av} = dose aplicada (Wh/m^3);
P_{254} = potência da lâmpada a 254 nm (W);
f = fração de energia que efetivamente chega ao líquido (eficiência do refletor).

5º **Passo:** cálculo das dimensões do reator. O volume do reator é obtido a partir do tempo de exposição (t) e da vazão do reator. A área do reator (A) pode ser obtida pela divisão do volume pela espessura da lâmina líquida.

6º **Passo:** confirmar a dose aplicada, estimada no 2º passo. A dose média aplicada no reator adotado pode ser calculada por:

$$D_a(\text{reator}) = \frac{n \times P_{254} \times f}{A} \times t \quad [mJ/cm^2] \tag{6.24}$$

Caso não seja compatível com a dose aplicada estimada, deve-se alterar o tempo de exposição do reator para compatibilizar o valor com os dados iniciais.

O procedimento anteriormente descrito para dimensionamento de reatores UV com lâmpadas emersas e escoamento em canal foi utilizado no cálculo dos parâmetros

apresentados na Tabela 6.8. Nela, são apresentados os principais parâmetros de dimensionamento desse tipo de processo, com base nas características do afluente a ser desinfetado.

Tabela 6.8 Principais parâmetros de dimensionamento de reatores UV com lâmpadas emersas e escoamento em canal com base nas características do afluente a ser desinfetado.

Tipo de efluente tratado	Primário	Anaeróbio	Secundário aeróbio	Terciário aeróbio
Transmitância (%)	15 a 40	15 a 25	30 a 50	60 a 85
Absorbância (cm^{-1})	0,6 a 0,8	0,4 a 0,8	0,3 a 0,5	0,2 a 0,4
Dose aplicada (mJ/cm^2)*	130 a 175	90 a 155	80 a 135	70 a 135
Densidade de potência (Wh/m^3)*	8 a 11	5,5 a 9,5	4 a 7,0	2,5 a 5,5
Potência instalada (W/hab)**	3 a 4,5	2 a 4,5	2 a 3,5	1,5 a 3,5
Potência consumida (kWh/hab.d)**	5 a 6,5	3 a 6,5	2,5 a 4	1,5 a 3

* Equações de cálculo citadas na resolução do exemplo. Valores aproximados a partir de uma dose efetiva de 21 mJ/cm^2, calculada com base no valor da média da absorbância para cada efluente.

** Considerações de cálculo: população = 1.000 hab. per capta de esgoto de 150 L/d, lâmpadas de 30 W, eficiência de 75%.

Manutenção e operação

Aspectos operacionais e de manutenção

A instalação do sistema de desinfecção por radiação ultravioleta deve ser realizada em local de fácil acesso para serviços de operação e manutenção. As instalações elétricas do sistema UV deverão ser em linha separada de motores e bombas, pois podem ocorrer problemas, como curta vida útil de lâmpadas e reatores eletrônicos.

Conforme citado anteriormente, há dois tipos de configurações de reatores de desinfecção UV: tipo de contato e tipo de não contato, onde as lâmpadas podem ficar imersas ou emersas no meio líquido. Em ambos, a principal operação é a inspeção visual para verificação da necessidade de limpeza, do canal ou das lâmpadas, no caso de reator com as mesmas imersas. Toda a superfície entre a fonte de radiação e os organismos-alvo deve ser limpa para o bom funcionamento do sistema, sendo a limpeza inadequada uma das causas mais comuns de baixa eficiência da desinfecção com sistemas UV (Usepa, 1999).

O procedimento de limpeza do canal pode ser hidráulico, manual ou automatizado. Em reatores com lâmpadas imersa a limpeza pode ser mecânica ou química, manual ou automatizada.

A limpeza química comumente é realizada com ácido cítrico ou soluções brandas de vinagre ou hidróxido de sódio (Usepa, 1986). A freqüência de limpeza é especifica para cada caso, portanto, deve ser estabelecida e implementada uma rotina de monitoramento físico e cronograma de manutenção.

Os procedimentos operacionais devem incluir o monitoramento e o controle das variáveis do processo: transmitância do ultravioleta no líquido (ou absorbância), características físicas do afluente (sólidos suspensos), vazão e nível no canal, concentração de ferro e dureza, tipo de efluente, tempo de funcionamento da lâmpada, temperatura e intensidade de radiação UV.

As operações de manutenção consistem na troca de lâmpadas, reatores elétricos e sistemas de controle, e na manutenção das superfícies do reator, recuperação e pintura. Sugere-se que a substituição das lâmpadas seja feita em períodos não superiores a sua vida útil quando o uso for contínuo ou for constatado que a emissão de radiação pela lâmpada se reduziu à intensidade insatisfatória para promover a desinfecção ou, ainda, quando a lâmpada estiver queimada.

O sistema elétrico de alimentação das lâmpadas germicidas deverá ser vistoriado mensalmente, fazendo os reparos necessários. Os reatores elétricos devem ser instalados em local protegido da umidade e arejado, a fim de possibilitar a troca de calor.

O sistema deve ser equipado com um sistema de dreno e ter flexibilidade para isolar um módulo para reparo sem paralisar o sistema durante manutenção corretiva ou preventiva. Pode-se prever geradores para suprimento de energia em emergências. O acesso a lâmpadas e reatores eletrônicos deve ser facilitado.

O inventário de peças de manutenção deve incluir lâmpadas, tubos de quartzo, reatores eletrônicos e outras peças de reposição. Os relatórios de manutenção devem conter tempo de uso da lâmpada, vida útil e ciclo de reposição de equipamentos.

A Tabela 6.9 mostra uma relação de ações para solução de problemas e manutenção de sistemas de desinfecção por radiação ultravioleta.

Tabela 6.9 Problemas e soluções na rotina operacional de reatores UV.

Item	Verificar	Problema	Ação corretiva
Reator eletrônico	Temperatura da superfície dos reatores durante o funcionamento normal	Aquecimento devido à pouca ventilação do painel	Inserir ventilação ao painel ou sistema de arrefecimento
	Temperatura da superfície dos reatores durante o funcionamento em stand-by	Aquecimento devido à distorção harmônica da fonte pelos reatores eletrônicos	Verificar a qualidade da fonte de energia variando a carga de UV. Pode ser necessário sistema ou equipamento para filtrar as distorções
	Aterramento	Falhas freqüentes dos reatores	Adequar o aterramento às recomendações do fabricante do equipamento UV
Medidor de intensidade	Indica a intensidade UV no sistema	Acúmulo de biofilme nos tubos de quartzo	Limpeza rotineira
Lâmpada ultravioleta	Lâmpada	Queima	Substituição da lâmpada queimada
	Aumento na temperatura do líquido	Baixa ou nenhuma vazão	Aumentar a vazão
Monitoramento do efluente	Alto teor de sólidos	Baixa eficiência da desinfecção	Verificar tratamento a montante
	Limpeza dos canais	Baixa eficiência da desinfecção: re-suspensão de sólidos depositados no fundo dos canais	Limpeza do canal
	Limpeza das superfícies	Baixa eficiência da desinfecção: baixa dose de UV	Limpar as superfícies
	Lâmpadas em funcionamento	Baixa eficiência da desinfecção: baixa dose de UV	Substituição de lâmpadas queimadas

Fonte: WEF (1996).

Aspectos de segurança

A radiação ultravioleta pode causar danos aos olhos e à pele não protegida. A superexposição à radiação UV leva à dolorosa vermelhidão da pele: queimadura. Cada exposição aos raios ultravioleta é armazenada em nossa pele, ou seja, o dano causado pela exposição a UV é cumulativo e o dano celular causado por essa exposição pode ser irreversível. A exposição crônica ou prolongada à radiação ultravioleta tem sido relacionada a diversos efeitos à saúde, incluindo o câncer de pele e o envelhecimento prematuro da pele.

Além da pele, a radiação ultravioleta é a que representa o maior perigo para a saúde ocular. A exposição prolongada, aguda, a essa radiação pode levar a um quadro agudo de vermelhidão e dor ocular que melhora entre 24 e 48 horas, sem deixar seqüelas. Porém, a exposição crônica pode levar, ao longo de anos, ao desenvolvimento de problemas oculares como pterígio, catarata e degeneração da retina.

A principal regra de segurança é sempre prevenir a exposição da radiação ultravioleta. Portanto, os operadores necessitam de instruções sobre os danos causados pela UV. Abaixo são citadas algumas precauções a serem tomadas pelos operadores:

- o operador nunca deverá se expor direta ou indiretamente aos raios ultravioleta;
- nunca olhar diretamente para a lâmpada germicida quando estiver ligada;
- qualquer que seja a operação que exija remoção das lâmpadas, o operador deverá primeiro desligá-las;
- pode ser previsto interruptor de segurança que desligará as lâmpadas sempre quando houver risco de exposição dos operadores à radiação ultravioleta. Tal medida protegerá o operador em caso de erro de operação na manutenção do refletor sem desligamento manual do respectivo circuito elétrico.

A melhor proteção é a prevenção à exposição de qualquer parte do corpo à luz ultravioleta, pelo uso de luvas e protetores faciais que retêm esse tipo de radiação. Os operadores devem utilizar uniformes com mangas compridas e calça. Devido à proximidade da eletricidade à água, precauções devem ser tomadas quanto a conexões elétricas, aterramento e interruptores.

Experiências do PROSAB 3

Projeto de pesquisa da UFES

O projeto de pesquisa da UFES abordou a desinfecção dos efluentes produzidos em uma ETE do tipo UASB + Biofiltro Aerado Submerso (BFs) + Filtro Terciário (FT), por meio de um reator UV do tipo canal com lâmpadas emersas, objetivando a produção de efluentes compatíveis com a reutilização para fins produtivos e com

a manutenção de balneabilidade de águas costeiras. O reator UV com lâmpadas emersas foi instalado na ETE experimental da UFES, tendo sido construído na forma de mesa, e composto por três canais em paralelo (Figuras 6.11 e 6.12). As dimensões do reator são: comprimento total = 2,70 m, largura = 0,98 m e altura = 0,30 m. A câmara de alimentação dos canais possui 0,29 m de comprimento e 0,98 m de largura, podendo receber o efluente dos processos de tratamento secundário ou terciário e repartir a vazão de forma equânime entre os 3 canais por meio de vertedores triangulares. A câmara de recepção do efluente final do reator UV possui 0,19 m de comprimento e 0,98 m de largura, e encaminha o efluente desinfetado para o emissário de esgoto tratado da ETE UFES. O reator UV é dotado de 26 lâmpadas UV de baixa pressão, com potência de 30 W cada, posicionadas transversalmente ao sentido de fluxo do líquido e com espaçamento de aproximadamente 10 cm entre uma e outra lâmpada (em relação ao eixo longitudinal das mesmas). A geratriz inferior de cada lâmpada foi posicionada a uma altura de 16 cm a partir do fundo dos canais de escoamento.

Os principais fatores intervenientes na eficiência de desinfecção por UV foram avaliados em quatro etapas experimentais distintas: avaliação de intensidade UV, comportamento hidráulico, cinética de inativação e monitoramento em escala real. A intensidade de radiação UV foi avaliada por medições diretas no reator UV com lâmpadas emersas, em que uma ferramenta estatística foi utilizada para determinar a intensidade média. O suporte das lâmpadas e a articulação das tampas refletoras de alumínio influenciaram a distribuição da intensidade UV nos canais, que apresentou uma intensidade média de 0,689 mW/cm² (Figura 6.18).

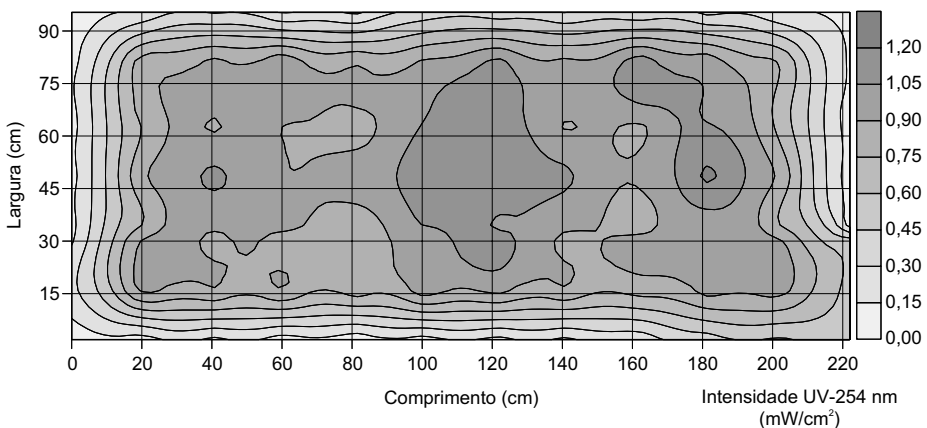



Figura 6.18 Mapa de intensidade de radiação UV no fundo do reator.

A avaliação da hidrodinâmica do reator foi realizada por meio de traçador salino, obtendo os indicadores de escoamento (coeficiente de dispersão *d* e curto-circuito

t_{10}) a partir das curvas de passagem (Figura 6.19). Com os resultados obtidos, pode-se verificar que o escoamento no canal, nas condições hidráulicas avaliadas, é próximo do padrão pistão, pois o coeficiente de dispersão *d* foi inferior a 0,05 preconizado por Usepa (1986). O nível de curto-circuito também é reduzido, pois t_{10} foi superior a 0,5.

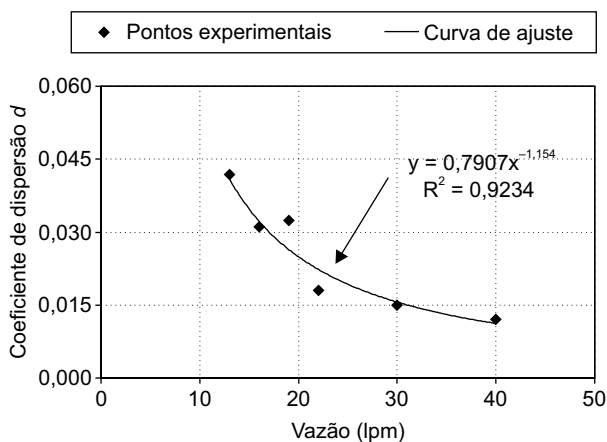



Figura 6.19 Coeficientes de dispersão nas curvas de passagem de traçador salino no reator UV.

Os ensaios cinéticos em amostras de efluentes com diferentes níveis de tratamento foram realizados em reator UV de eixo colimador. As curvas dose × resposta foram ajustadas ao modelo cinético de Emerick *et al.* (2000) (Equação 6.15). A concentração de microrganismos associados ao material particulado (N_p) foi reduzida em função do nível de tratamento do efluente, variando para coliformes fecais de $8{,}7 \times 10^4$ NMP/100 ml, no esgoto bruto, a $2{,}3 \times 10^4$ NMP/100 ml, no efluente do filtro terciário. Com exceção do modelo para efluente de UASB, o qual não teve bom ajuste, a densidade de coliformes fecais associada à matéria particulada (N_p) reduziu-se em função do nível de tratamento (Figuras 6.20 e 6.21). A Tabela 6.10 compara os resultados obtidos em ensaios em batelada e no reator UV em escala real, mostrando os parâmetros (k, N_p) e os coeficientes obtidos com o ajuste ao modelo de Emerick *et al.* (2000). Nos ensaios em escala real observou-se que, no reator UV alimentado com efluente do FT, em algumas ocasiões a densidade de *E. coli* no efluente desinfetado foi superior a 1.000 NMP/100 ml. A dose aplicada para atingir esse limite foi de aproximadamente 100 mJ/cm^2. A dose observada para atingir o padrão de reúso foi de 80 mJ/cm^2, quando observados os resultados dos perfis ao longo do reator. A Tabela 6.11 compara os resultados obtidos nesse trabalho com outros publicados na literatura.

Os resultados obtidos indicam que a configuração proposta para o reator UV com lâmpadas emersas constitui uma opção eficiente e de baixo custo para inativação de coliformes fecais e salmonelas presentes em efluentes de uma ETE do tipo UASB + BFs, assim como para produção de efluentes passíveis de reúso dentro dos padrões estabelecidos pela OMS.

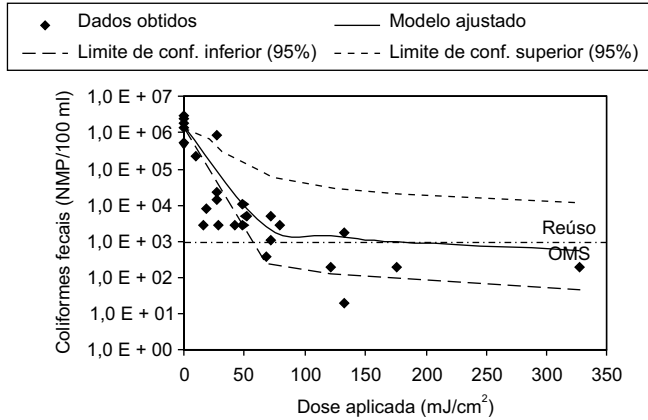



Figura 6.20 Ajuste de modelo cinético para inativação de coliformes fecais em reator UV operando em escala real com efluente terciário.

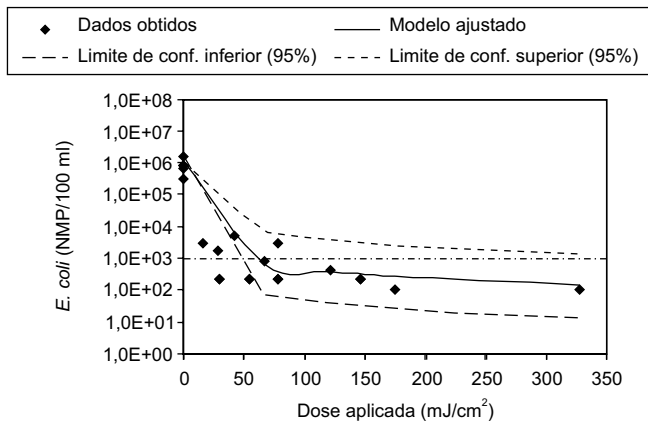



Figura 6.21 Ajuste de modelo cinético para inativação de *E. coli* em reator UV operando em escala real com efluente terciário.

Tabela 6.10 Síntese dos resultados obtidos para ensaios cinéticos com coliformes fecais e *E. coli*, em batelada e em escala real.

Parâmetros	Unidade	Coliformes fecais		*E. coli*	
		Batelada	Real	Batelada	Real
K	cm^2/mJ	0,380	0,234	0,427	0,209
N_p	NMP/100 ml	2,3 E + 04	4,2 E + 04	2,7 E + 03	9,2 E + 03
N_0	NMP/100 ml	2,2 E + 06	1,5 E + 06	5,6 E + 06	1,1 E + 06
R^2	–	0,696	0,962	0,724	0,485
C. Pearson	–	0,845	0,981	0,851	0,697
Dose observ.	mJ/cm^2	45	> 80	45	> 80
Dose estim.	mJ/cm^2	200	175	22	50

Tabela 6.11 Comparação de características típicas de desinfecção UV em escala real.

Efluente	SST (mg/L)	Transm. (%)	Dose[1] (mJ/cm^2)	Local	Ref.
Secundário	20	40%	30	Grécia	Andreadakis *et al.*, 1999
Secundário	10	60%	32	Espanha	Moreno *et al.*, 1997
Secundário	6	60%	50	França	Janex *et al.*, 1998
Secundário	50	8%	55	México	Jiménez *et al.*, 1999
Secundário	26	41%	59	UFES	Pesquisa UFES
Terciário	16	39%	21	UFES	Pesquisa UFES
Terciário	2	78%	50	Estados Unidos	Kuo *et al.*, 1997
Terciário	4	76%	25	Estados Unidos	Oppenheimer *et al.*, 1997
Terciário	23	53%	170	Estados unidos	Braustein *et al.*, 1996

(1) Dose efetiva para atingir o padrão OMS de 1000NMP/100ml.

Projeto de pesquisa da PUCPR

A Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), juntamente com a Sanepar, desenvolveu estudos de desinfecção de efluentes utilizando a tecnologia UV, em escala piloto. Os reatores utilizados eram do tipo tubular (fluxo pistão), com volumes de 0,195 e 1,461 L, como ilustram as Figuras 6.16 e 6.22, ambos dotados de lâmpada com 16 W de potência.

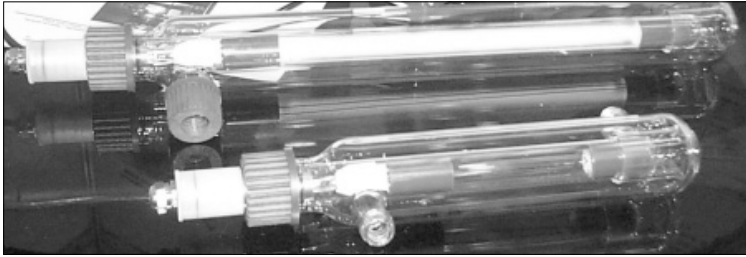



Figura 6.22 Reator de desinfecção com tecnologia ultravioleta miniplus. *Fonte*: UMEX.

A tecnologia ultravioleta foi aplicada aos efluentes sanitários provenientes dos sistemas de tratamento que empregaram reatores UASB, UASB + FB (filtro biológico percolador) e UASB + FBAS (filtro biológico aerado submerso), integrantes da instalação piloto construída na ETE Belém, da Sanepar. Foram experimentadas duas doses de radiação, de 105 e 135 mW.s/cm^2, para o sistema UASB + FBAS, uma dose de 380 mW.s/cm^2, para o sistema UASB + FB, e uma dose de 122 mW.s/cm^2, para o reator UASB. Os resultados estão sumarizados nas Tabela 6.12 e na Figura 6.23.

O sistema UASB + FBAS foi submetido a duas condições operacionais distintas (fase I e fase II). Na fase I o sistema de tratamento foi submetido a uma vazão de 500 L/h (sobrecarga hidráulica e orgânica) e na fase II, de 250 L/h (vazão de projeto). Esse fato pode ser constado, por exemplo, pelo valor da DQO e do SST dos afluentes à desinfecção. A dose aplicada no efluente do sistema UASB + FB, na fase III, sofreu aumento sensível em relação aos ensaios anteriores, pelo fato de o reator utilizado nesse sistema possuir características diferenciadas. O volume do reator de desinfecção, inicialmente com 0,195 L, passou a ter na fase III um volume de 1,461 L, aumentando, assim, o tempo de contato.

O teor de sólidos, a turbidez e a transmitância pareceram influenciar a eficiência de remoção de EC. Assim, para a mesma dose, concentração maiores de SST no efluente diminuíram a eficiência na remoção de coliformes (Figura 6.23).

Tabela 6.12 Sistema UASB + reatores aeróbios: monitoramento da desinfecção com tecnologia U.V.

Análises Unidade Fase	Físico-química									
	Sist. UASB +	DQT mg/L Entrada	pH Entrada	ST mg/L Entrada	STF mg/L Entrada	STV mg/L Entrada	Absorbância cm^2 Entrada	Transmitância % Entrada	Turbidez UNT Entrada	Turbidez UNT Entrada
I	FBAS	168,0	6,2-7,8	308	196	63	13	0,111	78,1	22,4
II	FBAS	94,8	6,8-7,0	276	192	27	4	0,088	81,8	8,9
III	UASB	95,3	6,4-6,7	229	168	16	1	0,107	78,4	26,2
IV	FB	104,0	7,3-7,8	295	204	57	22	0,107	78,3	43,0

Análises Unidade Fase	Biológicas								Vazão L/h	TDH s	Intens. mW/cm^2	Dose mW/cm^2	N
	Sist. UASB +	CT NMP/100 ml		EC NMP/100 ml		E_{ec} %	Colifagos UFP/100 ml						
		Entrada	Saída	Entrada	Saída		Entrada	Saída					
I	FBAS	8,6 E + 06	1,4 E + 04	1,8 E + 06	1,0 E + 03	99,944	242	44	296	2,4	43,85	105,11	10
II	FBAS	1,0 E + 06	9,4 E + 03	2,5 E + 05	1,5 E + 02	99,940	866	34	232	3,1	43,85	135,02	10
III	UASB	9,4 E + 06	2,2 E + 03	1,7 E + 06	2,8 E + 02	99,984	–	–	255	2,8	43,85	121,83	181
IV	FB	1,6 E + 06	1,9 E + 03	2,8 E + 05	3,2 E + 02	99,886	–	–	263	20,0	19,03	380,15	11

1. CT e EC: média geométrica;
2. intensidade (mW/cm^2): calculada a partir da potência da lâmpada (16 W) sobre a área do reator;
3. absorbância é calculada pela fórmula: A = log 10 (1/T);
4. mWs = mJ.

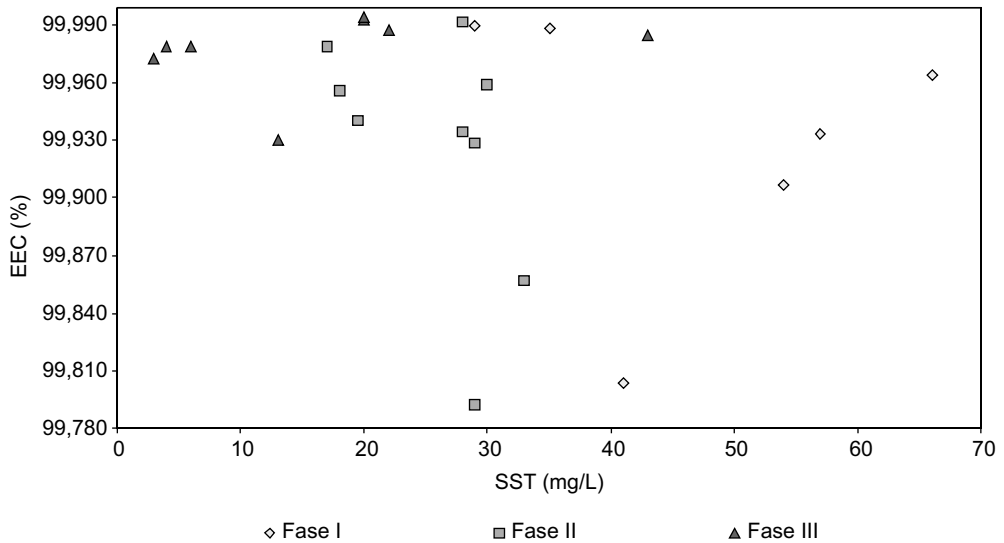



Figura 6.23 Desinfecção de efluentes sanitários utilizando tecnologia UV: gráfico E_{EC} (%) × SST para efluente do sistema UASB + FBAS e para efluente do reator UASB.

Projeto de pesquisa da UFMG

O projeto de pesquisa da UFMG enfocou o desenvolvimento e a avaliação de fotorreator (FR) simplificado de radiação UV na desinfecção de diferentes tipos de efluentes. Os experimentos desenvolvidos pelo DESA/UFMG, dando continuidade temática aos trabalhos conduzidos por Castro Silva (2001), que pesquisou o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB e de um filtro biológico percolador em um fotorreator em escala piloto, correspondente a um equivalente populacional de 30 habitantes. Os resultados mostraram-se promissores e, dessa forma, ampliou-se a escala do fotorreator, aproximando-se de uma escala real de aplicação, assim como foram introduzidas otimizações operacionais no mesmo.

O primeiro protótipo do fotorreator em escala de demonstração, com volume útil de 20,6 L, foi confeccionado com tubo de PVC tipo esgoto, de acordo com as características mostradas na Tabela 6.13. Objetivando aperfeiçoar o primeiro protótipo, foi construído um segundo, com corpo em alumínio, mantendo-se as demais características do primeiro. Ilustrações dos dois protótipos desenvolvidos são apresentadas na Figura 6.24.

Tabela 6.13 Principais características dos fotorreatores.

Volume de reação: 20,7 L	Diâmetro interno: 196 mm
Vazão de projeto: 0,70 L/s	Diâmetro da lâmpada: 26 mm
Tempo de exposição de projeto: 30 s	Número de lâmpadas: 4
Equivalente populacional: 250 habitantes	Potência unitária das lâmpadas: 30 W
Geometria: cilíndrica	Potência unitária de radiação a 253,7 nm: 8,3 W
Altura total: 90 cm	Modelo das lâmpadas: G30T8 (Philips)
Diâmetro externo: 200 mm	Sentido do fluxo: ascensional, paralelo à lâmpada

Fonte: Alves (2003).

Os fotorreatores foram testados para desinfecção de efluentes de reatores UASB, filtros biológicos percoladores e lagoas de polimento (Alves, 2003). A pesquisa dividiu-se em 14 fases operacionais, com doses aplicadas que variaram entre 3,7 e 41,9 mW.s/cm², conforme Tabela 6.14 (Alves, 2003).

Tabela 6.14 Condições operacionais testadas.

Etapa	Fase	Tipo de efluente	Dose aplicada (mW.s/cm²)	FR utilizado
	1	Reator UASB	15,6	
1	2	Reator UASB	30	1
	3	Reator UASB	39,4	
	4	Reator UASB	11,4	
	5	Reator UASB	24,4	
2	6	Reator UASB	24,2	1
	7	Reator UASB	31,9	
	8	Reator UASB	41,9	
	9	FBP	3,7	
3	10	FBP	10,3	1 e 2
	11	FBP	11,6	
	12	Lagoa de polimento	16,9	
4	13	Lagoa de polimento	24,5	1
	14	Lagoa de polimento	31,3	

O efluente a ser tratado era introduzido na câmara de desinfecção pela parte inferior do fotorreator, saindo pela parte superior (veja Figura 6.17). O sistema de limpeza das lâmpadas era constituído de material esponjoso, que se movimentava junto às lâmpadas, com a vantagem e a simplicidade de um acionamento externo ao fotorreator. O acionamento era manual, feito pelo operador da estação de tratamento, sem a necessidade de retirar as lâmpadas do interior do FR.

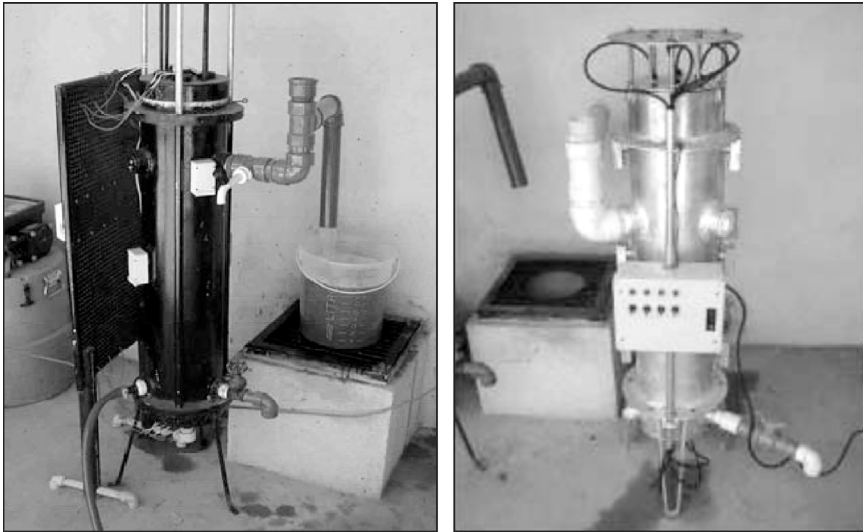



Figura 6.24 Vista geral dos fotorreatores em PVC (esquerda) e em alumínio (direita).

Os resultados obtidos na desinfecção de efluentes de reatores UASB, quando estes apresentaram teores médios de sólidos em suspensão entre 93 e 137 mg/L, demonstraram a aplicabilidade da radiação ultravioleta em efluentes com elevados teores de sólidos suspensos (Tabela 6.12). Foram obtidas eficiências de inativação de coliformes totais e *E. coli* entre 2,2 e 3,6 e entre 2,0 e 4,2 unidades logarítmicas, respectivamente, para doses médias aplicadas que variaram entre 11,4 e 39,4 mW.s/cm^2. Eficiências de inativação ainda mais elevadas foram alcançadas quando esses efluentes apresentaram teores médios de sólidos em suspensão entre 47 e 75 mg/L. Nessa faixa de sólidos, as eficiências estiveram entre 3,1 e 4,3 unidades logarítmicas para coliformes totais e entre 3 e 4,2 para *E. coli*, para doses médias entre 24,2 e 41,9 mW.s/cm^2 e absorbância média de 0,42 u.a./cm.

A desinfecção de efluentes de lagoas de polimento levou a eficiências de inativação de coliformes totais e de *E. coli* entre 2,6 e 3,1 e entre 2,8 e 3,4 unidades logarítmicas, respectivamente, para sólidos em suspensão na faixa de 87 a 102 mg/L, absorbância média de 0,74 u.a./cm e doses aplicadas de 16,9 a 31,3 mW.s/cm^2. Os melhores resultados foram alcançados para os efluentes de filtros biológicos percoladores, em que foram aplicadas doses médias de apenas 3,7 a 11,6 mW.s/cm^2 e obtidas eficiências de inativação de 3,3 a 4,1 e de 3,3 a 4,3 unidades logarítmicas de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Ressaltam-se, no entanto, os baixos teores médios de sólidos em suspensão e de absorbância nesses efluentes, da ordem de 16 mg/L e 0,25 u.a./cm, respectivamente.

A partir da consolidação dos resultados obtidos, tem-se a indicação de que as seguintes *doses de referência* podem conduzir ao atendimento dos *valores de referência* ($1,0 \times 10^3$ em 80% dos resultados), para os tipos de efluentes testados na presente pesquisa (Alves, 2003) (Tabela 6.15).

Tabela 6.15 Principais resultados da pesquisa da UFMG.

Tipo de efluente	**Valores típicos no efluente a desinfetar**			**Doses de referência (mW.s/cm²)**	**Concentração esperada de *E. coli* no efluente desinfetado (NMP/100 ml)**
	SST (mg/L)	**Absorbância (u.a./cm)**	***E. coli* (NMP/100 ml)**		
Reator UASB	40 a 55	0,42	$1,0 \times 10^7$	30 a 40	$\leq 1,0 \times 10^3$ em 80% dos resultados
Reator UASB	> 55	0,42	$1,0 \times 10^7$	> 40	
FBP	10 a 20	0,25	$1,0 \times 10^6$	≈ 10	
Lagoa polimento	85 a 100	0,74	$1,0 \times 10^6$	>> 30	

Projeto de pesquisa da Unicamp

O Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp desenvolveu equipamentos de desinfecção por UV, para estudos em laboratório, com a finalidade de avaliar os efeitos da radiação UV sobre patógenos em efluentes líquidos. Os efluentes foram gerados na Estação de Tratamento de Esgoto Graminha, no Município de Limeira, SP. O sistema é composto por quatro unidades de filtros anaeróbios, de fluxo ascendente, com enchimento de bambu, seguidos de dois sistemas de pós-tratamento, um com filtro superficial de areia (camada de areia de 0,50 m) e outro com vala de filtração (camada de areia de 0,50 m).

Foram investigados os efeitos de diferentes doses de radiação nas vazões produzidas pelos sistemas de pós-tratamento. Foram aplicadas, inicialmente, doses aproximadas de 30 mW.s/cm² (lâmpadas imersas) e, posteriormente, doses de 15 mW.s/cm² (lâmpadas emersas) nos efluentes provenientes do filtro superficial de areia (camada de areia de 0,50 m) e da vala de filtração (camada de areia de 0,50 m), para uma vazão aproximada de 1,4 L/min.

Sistemas de desinfecção por UV

Desinfecção com reator por fotólise e fotocatálise

Foram projetados e construídos reatores de desinfecção por UV, tipo anular cilíndrico de lâmpada coaxial, em alumínio polido, e investigados os efeitos da aplicação na fotólise e na fotocatálise de efluentes sanitários (Figuras 6.25 e 6.26).

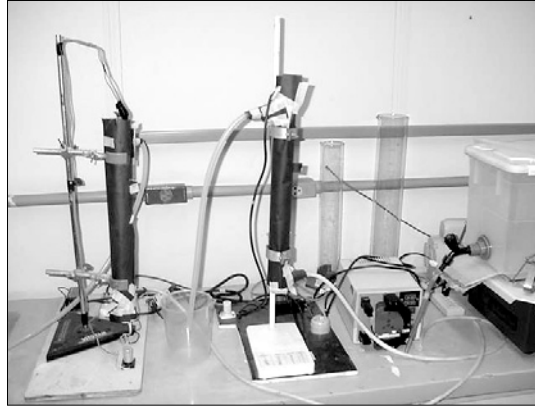



Figura 6.25 Reatores de UV para fotólise e fotocatálise de efluente anaeróbio, lâmpada de 15 Watts, imersa, comprimento de onda 254 nm.

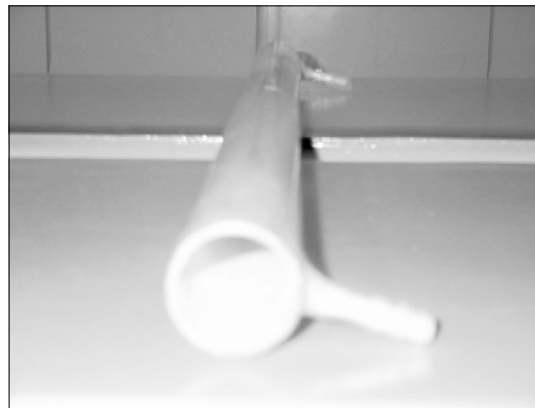



Figura 6.26 Detalhe da câmara de revestimento da lâmpada germicida, que recebeu uma camada de dióxido de titâneo (TiO_2): fotocatálise.

Desinfecção com reator fotolítico

O reator fotolítico que foi utilizado nesse trabalho é do tipo calha e possui uma lâmpada UV emersa de comprimento de onda de 254 nm e potência igual a 8 Watts que opera com fluxo contínuo (Figuras 6.27 e 6.28).

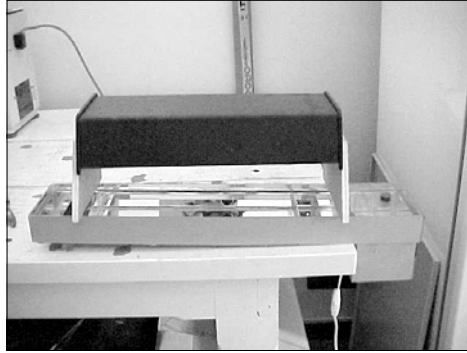



Figura 6.27 Detalhes do reator UV, tipo calha, com lâmpada de 8 Watts, emersa, comprimento de onda 254 nm.

Figura 6.28 Reator UV, tipo calha, com lâmpada de 8 Watts, emersa, comprimento de onda 254 nm, em operação.

Projeto de pesquisa da USP

O objetivo geral da pesquisa realizada pela USP, em colaboração com a Sabesp, foi avaliar os efeitos da coagulação e da floculação dos efluentes de uma lagoa facultativa, com separação posterior de sólidos por meio de sedimentação em decantador lamelar.

Foram avaliadas variáveis de natureza físico-química e indicadores biológicos. Construiu-se uma unidade piloto (Figura 6.29) que foi alimentada de forma contínua com os efluentes de lagoa facultativa por meio de bombeamento.

Figura 6.29 Unidade piloto utilizada para tratamento físico-químico do efluente de lagoa de estabilização.

A vazão de alimentação foi mantida constante em todo o estudo em torno de 200 L/hora, mantendo-se fixos os tempos de detenção na mistura rápida (volume útil 4,3 L e tempo de detenção de 1,5 minuto), no tanque de floculação (volume útil 93 L e tempo de detenção de 30 minutos) e no decantador lamelar (volume útil 66 L e tempo de detenção de 20 minutos). Variou-se em cada ensaio a dosagem de sulfato de alumínio, $Al_2(SO_4)_3.14H_20$, cuja solução foi preparada com concentração de 4,5 g/L, alimentando a unidade de coagulação por meio de bomba dosadora. Em ensaios de apoio em escala de laboratório, empregando aparelho de Jar Test, praticou-se a variação da dosagem de coagulante e do pH de floculação, para avaliação preliminar de seus efeitos. Paralelamente, foi determinada a produção de lodo pelos volumes produzidos e pela concentração de sólidos em suspensão.

Em segundo lugar, desejou-se estudar a desinfecção dos efluentes após o tratamento físico-químico, por meio de aplicação de radiação ultravioleta, para a avaliação das facilidades trazidas a esse processo, em comparação com as aplicações sem remoção prévia de algas. Os efluentes do tratamento físico-químico foram submetidos a ensaios de desinfecção por radiação UV, utilizando sistema com lâmpada emersa, operando em fluxo contínuo. Foi empregada lâmina líquida de 4 cm e tempos de exposição de 50 e 100 segundos. O equipamento possui cerca de 15 × 45 cm de dimensões em planta e uma lâmpada germicida Phillipps de baixa pressão e de 15 W de potência nominal (Figura 6.30). Anteriormente ao uso do sistema de fluxo contínuo instalado no campo experimental, foram realizados testes em laboratório com reator de lâmpadas emersas operando em bateladas. O reator possui 6 lâmpadas de 15 W cada uma, sendo realizados ensaios com 3 ou 6 lâmpadas acesas e tempos de exposição de 30, 60, 90 e 120 segundos.

Figura 6.30 Reator UV do tipo canal com lâmpadas emersas.

Os resultados demonstraram que as características dos efluentes de lagoas facultativas podem ser melhoradas, em termos de parâmetros físico-químicos e biológicos, mediante a floculação química com sulfato de alumínio e a separação de sólidos em decantador lamelar. Foi observado que a remoção de algas, como poderia ser esperado, promove alguma remoção de sólidos em suspensão dos efluentes da lagoa facultativa, melhorando seu aspecto estético e facilitando a penetração de agentes desinfetantes. Porém, esses resultados são bem inferiores aos obtidos com cloreto férrico, em uma série de experimentos anteriores. Observou-se, em diversos ensaios, condições precárias de floculação mesmo com a aplicação conjunta de polieletrólito, o que provocava arraste de sólidos pela superfície do decantador.

Tais resultados sugerem a necessidade de empregar dosagens mais elevadas desse coagulante, o que não foi feito devido à barreira econômica imposta pelos resultados obtidos com cloreto férrico. Por outro lado, observa-se que o tratamento físico-químico com sulfato de alumínio contribui na atenuação dos picos de concentração de *E. coli* que possam ocorrer nos efluentes da lagoa facultativa. Observou-se que, indiretamente, pode-se remover até cerca de 2 logs de coliformes aderidos aos sólidos floculados e removidos por sedimentação. Esse resultados também foram inferiores aos obtidos com cloreto férrico, o que poderia ser esperado, tendo em vista os melhores resultados nas condições de floculação como um todo. A remoção de algas foi relativamente pequena, compatível com a precariedade da floculação como um todo. O mesmo pode ser dito em relação à remoção de ovos de helmintos, em que se obteve remoção praticamente completa quando se empregou cloreto férrico. Definitivamente, pode

ser observado que a aplicação de sulfato de alumínio produz melhora na qualidade do efluente da lagoa facultativa, mas pequena em relação aos diversos resultados obtidos com cloreto férrico em situação bastante semelhante.

Na Tabela 6.16 são apresentados os resultados de desinfecção dos efluentes do tratamento físico-químico com sulfato de alumínio, por meio de radiação ultravioleta em reator de fluxo contínuo e lâmpadas emersas. Pode ser observado que, após o tratamento com o coagulante, as condições dos efluentes para desinfecção com radiação ultravioleta são bastante satisfatórias, tendo obtido-se índices elevados de inativação de *E. coli*. Concluiu-se que, apesar da qualidade inferior dos efluentes floculados com sulfato de alumínio, o processo de desinfecção por radiação ultravioleta com lâmpadas emersas e fluxo contínuo foi bastante eficiente na inativação de *E. coli*.

Tabela 6.16 Resultados da desinfecção UV em reator contínuo com lâmpadas emersas.

$Al_2(SO_4)_3$ (mg/L)	Poli-eletrólito (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (UNT)	Absorb. 254 nm	Tempo de contato (seg.)	Dose UV (mJ/cm^2)	C.totais (NMP/10 ml)	*E. coli* (NMP /10 ml)
50	1	33	22	0,772	0	0	$6,8 \times 10^5$	$6,1 \times 10^4$
					50	15,4	$1,4 \times 10^4$	$6,1 \times 10^1$
50	1	93	25	0,880	0	0	$7,7 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$
					50	12,7	$2,4 \times 10^3$	$4,1 \times 10$
80	1	80	36	112	0	0	$5,4 \times 10^5$	$9,2 \times 10^4$
					50	11	$5,7 \times 10^3$	$1,2 \times 10^3$
10	2	33	22	0,772	0	0	$6,8 \times 10^5$	$6,1 \times 10^4$
					10	30,8	$2,3 \times 10^3$	< 1
10	2	93	25	0,880	0	0	$7,7 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$
					10	25,3	$2,4 \times 10^3$	$2,0 \times 10$
10	1	43	17	0,463	0	0	$5,4 \times 10^4$	$7,2 \times 10^3$
					50	23,7	$2,4 \times 10^3$	< 1
131	0	61	32	0,690	0	0	$1,5 \times 10^6$	$1,2 \times 10^5$
					50	16,1	$1,2 \times 10^3$	$6,7 \times 10^1$
20	2	43	17	0,463	0	0	$5,4 \times 10^4$	$7,2 \times 10^3$
					10	47,4	$2,4 \times 10^3$	$3,1 \times 10^1$

Projeto de pesquisa da UFSC

A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), juntamente com a Casan (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), desenvolveu estudos de desinfecção de efluentes sanitários por irradiação ultravioleta, em escala piloto.

As Figuras 6.31a e 6.32b mostram o piloto, reator em contínuo, utilizado nos experimentos projetados com base em trabalhos desenvolvidos na Escola de Engenharia de São Carlos – USP (Daniel, 1993). Para realização de ensaios em batelada utilizou-se um colimador (Figuras 6.31b e 6.32a), equipamento composto de uma câmara contendo uma lâmpada ultravioleta e uma abertura por onde um feixe de luz é direcionado através de um tubo reto para um recipiente contendo a amostra a ser irradiada. Como fonte de irradiação, lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, 30 W de potência nominal e 90 cm de comprimento.

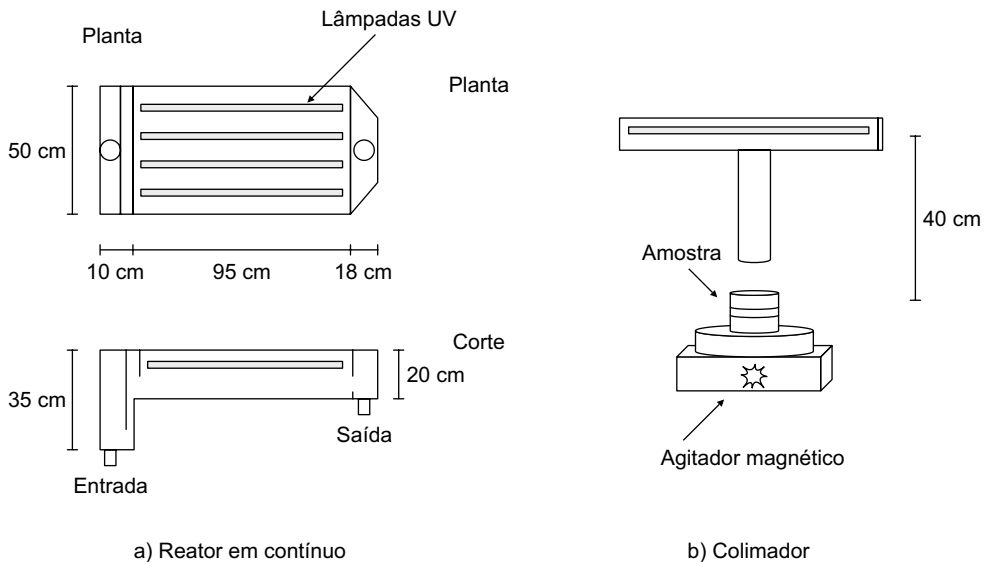



Figura 6.31 Reator contínuo de lâmpadas emersas (a) e Colimador (b).

Realizaram-se testes preliminares com dois tipos de lâmpadas, avaliando-se a intensidade de radiação emitida, o tempo que cada lâmpada leva até atingir a máxima radiação, a temperatura atingida e a influência da temperatura na emissão da radiação. No colimador, foram testadas amostras de efluentes tratados pelo sistema aeróbio (lodo ativado), anaeróbio (UASB) e lagoas de estabilização.

a) Colimador

b) Reator em contínuo

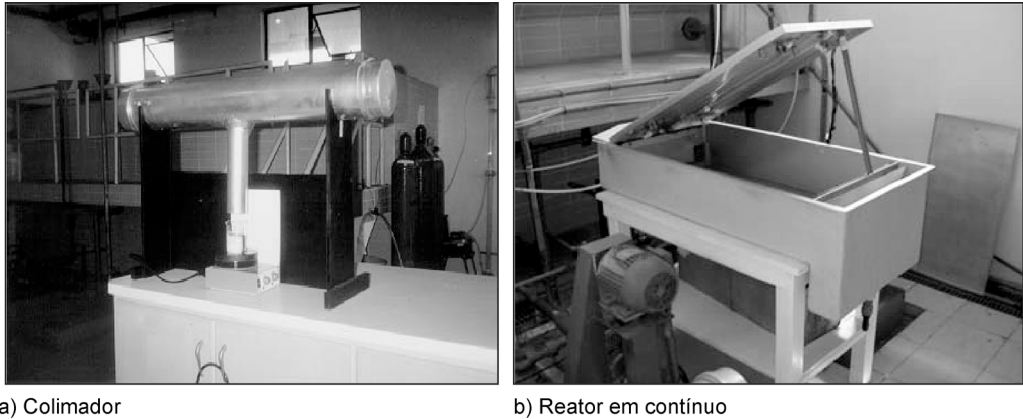



Figura 6.32 Fotografia do colimador (a) e do reator em contínuo (b).

Os efluentes utilizados nos experimentos foram provenientes de estações de tratamentos de esgotos localizadas na grande Florianópolis. Nesses ensaios, avaliou-se a eficiência de remoção de *E. coli* e coliformes totais. Para o efluente de lodo ativado, pesquisou-se a fotorreativação. Avaliou-se, ainda, a eficiência de desinfecção pela radiação ultravioleta em relação aos ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides e Trichuris trichiura*) e protozoários em formas incistadas (*Cryptosporidium sp*. e *Giardia* sp.). Ensaios em contínuo foram realizados para o efluente do sistema de lodo ativado.

A qualidade dos efluentes tratados interferiu na eficácia da desinfecção pela luz ultravioleta. De modo geral, foram obtidas menores eficiências de inativação bacteriana para amostras de efluentes com valores maiores de cor, turbidez e sólidos em suspensão. Estes, realizados no colimador com o efluente de lodos ativados, apresentaram excelentes resultados na inativação de microrganismos. Para dosagens médias de 25 mJ/cm^2 ou mais, a inativação de *E. coli* ultrapassou a 4 casas logarítmicas, resultando em eficiência de 99,999%.

Embora a literatura recomende a desinfecção ultravioleta para efluentes com sólidos em suspensão inferiores a 30 mg/L (Usepa, 1999), os resultados obtidos mostram que essa afirmação pode ser revista. Observou-se que não somente a concentração, mas também o diâmetro das partículas, influencia a eficiência da desinfecção, pois os sólidos podem proteger os microrganismos submetidos à irradiação (Daniel, 1993).

Foram realizados experimentos tomando-se por amostras o efluente de lodo ativado adicionado de efluente do tanque de aeração, em diferentes proporções, para

simular o aumento da concentração de sólidos em suspensão. Os testes mostraram que mesmo para altas concentrações de sólidos em suspensão foram obtidas reduções em torno de 3 casas logarítmicas, eficiência de 99,9%.

Nos ensaios com amostras de efluente de reator UASB, o efluente desinfetado apresentou valores entre 1,0 E + 03 e 1,0 E + 04 para doses médias acima de 25 mJ/cm². O número inicial de microrganismos do efluente anaeróbio foram 2 casas logarítmicas maiores que o efluente de lodo ativado. Em termos de eficiência, no entanto, os 2 efluentes apresentaram valores semelhantes, com remoção da ordem de 4 a 5 casas logarítmicas. Para o efluente das lagoas de estabilização, a remoção foi em torno de 2 casas logarítmicas para doses médias a partir de 20 mJ/c² (variação de 20-80 mJ/cm²). O efluente das lagoas, com características de 1,2 E + 03 *E. coli*/100 ml. s, resultados dos ensaios realizados em contínuo com o efluente de lodo ativado, confirmou os valores obtidos nos testes com o colimador (batelada). Para doses médias acima de 20 mJ/cm², observou-se que a inativação de *E. coli* foi superior a 4 casas logarítmicas.

Ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura* apresentaram grande resistência à inativação por ultravioleta. Verificou-se a diminuição da viabilidade dos cistos de *Giardia*, alcançando eficiência de 43% de inviabilidade para uma dosagem de 80 mJ/cm². Não foram encontrados oocistos de *Cryptosporidium* sp. nas amostras analisadas. Nos testes de fotorreativação realizados para o efluente de lodo ativado não foi observada a recuperação de microrganismos. Os resultados obtidos podem ser justificados pela qualidade do efluente utilizado nos ensaios. A metodologia utilizada foi a proposta por Daniel (1993).

Exemplos de dimensionamento

Exemplo 1

Dimensionar um reator UV do tipo canal com lâmpadas emersas para desinfecção do esgoto sanitário produzido por uma população de 10 mil habitantes. As etapas de tratamento que antecedem à desinfecção são compostas por tratamento preliminar, tratamento anaeróbio em reator UASB e tratamento aeróbio em biofiltros aerados submersos. O efluente desinfetado deverá apresentar uma densidade de coliformes fecais N ≤ 1000 NMP/100 ml. O reator UV deverá ser composto por lâmpadas UV de baixa pressão e baixa intensidade, cada uma com 30 W de potência nominal, com eficiência de 8,3 W a 254 nm no início de funcionamento e após 100 horas de uso. A eficiência de reflexão da radiação UV (254 nm) estimada para o refletor de alumínio é de 70%. Os seguintes dados devem ser considerados:

Gerais:

População: 10.000 habitantes

Cons. per capta: 120 L/hab.d

Coeficiente do dia de maior consumo: $k_1 = 1{,}2$

Coeficiente da hora de maior consumo: $k_2 = 1{,}5$

Coeficiente de retorno: 0,8

Vazão de infiltração: 6,0 L/s

Vazão média total 17,11 L/s

Vazão máxima total: 26,0 L/s

Efluente aeróbio:

Concentração média de DQO no efluente: 83 mg/L

Concentração média de DBO_5 no efluente: 25 mg/L

Concentração média de SST no efluente: 30 mg/L

Turbidez média no efluente: 18 UT

Densidade média de coliformes fecais: $N_0 = 1{,}0 \times 10^5$ NMP/100 ml

Transmitância média: 59%

A absorbância é calculada a partir da Equação 6.5:

$$T\ (\%) = 100 \times 10^{-A}$$

em que:

T = transmitância (%);

A = absorbância (cm^{-1}).

Então:

$$A = 0{,}229 \text{ u.a./cm}$$

Dimensionamento do sistema com lâmpadas emersas

Em experimentos com reator em batelada e em fluxo contínuo realizados pela UFES, utilizando um efluente com características semelhantes ao em questão, foi observada uma dose efetiva de 21 mJ/cm^2 para atingir o padrão de efluente desinfetado proposto, ou seja:

$$D = 21 \text{ mJ/cm}^2$$

Utilizando as Equações 6.4, 6.6 e 6.21, calcula-se a dose aplicada:

$$D_a = \frac{D \cdot \alpha L}{\left(1 - e^{-\alpha L}\right)} \quad [mJ/cm^2] \qquad (6.24)$$

Adotando-se uma espessura de lâmina d'água de L = 4,0 cm.

Então, a dose aplicada é:

$$D_a = \frac{21 \times 0{,}528 \times 4{,}0}{\left(1 - e^{-0{,}528 \times 4}\right)} = 50{,}4 \ mJ/cm^2$$

A dose aplicada por volume pode ser determinada pela Equação 6.22:

$$D_{av} = \frac{D_a}{L} 0{,}2778 = \frac{50{,}4}{4} 0{,}2778 = 3{,}50 \ Wh/m^3$$

O dimensionamento é feito para a vazão máxima e devem ser verificadas as condições para as vazões inferiores. Pela Equação 6.23 pode-se calcular o número de lâmpadas.

$$n = \frac{93{,}6 \times 3{,}5}{8{,}3 \times 0{,}7} = 56{,}4 \approx 57 \ \text{lâmpadas}$$

Adotando-se tempo de exposição mínimo (vazão máxima) de 40 segundos, tem-se o volume:

$$V = Q_{máx} \, t_{mín} = 1{,}04 \ m^3$$

Considerando a lâmina média de líquido de 4 cm, a área total necessária para a câmara de desinfecção é de:

$$A = \frac{V}{L(m)} = \frac{1{,}04}{0{,}04} = 26{,}0 \ m^2$$

As lâmpadas podem ser distribuídas em 8 módulos, cada um com largura de 0,95 m e comprimento de 3,4 m.

Finalmente, confere-se a dose aplicada no reator por intermédio da Equação 6.24.

$$D_a(\text{reator}) = \frac{n \times P_{254} \times f}{A} \times t = \frac{57 \times 8{,}3 \times 0{,}7}{260.000\ \text{cm}^2} \times 40\ \text{s} = 0{,}05094\ \text{J}/\text{cm}^2 = 50{,}94\ \text{mJ}/\text{cm}^2$$

A dose aplicada adotada no dimensionamento foi de 50,4 mJ/cm^2, próxima da dose obtida com a configuração adotada.

Exemplo 2

Dimensionar um reator UV do tipo canal com lâmpadas emersas para desinfecção do esgoto sanitário produzido por uma população de 50 mil habitantes. As etapas de tratamento que antecedem à desinfecção são compostas por tratamento preliminar, tratamento anaeróbio em reator UASB e tratamento aeróbio em biofiltros aerados submersos. O efluente desinfetado deverá apresentar densidade de coliformes fecais N ≤ 1.000 NMP/100 ml. O reator UV deverá ser composto por lâmpadas UV de baixa pressão e baixa intensidade, cada uma com 30 W de potência nominal, com eficiência de 8,3 W a 254 nm no início de funcionamento e após 100 horas de uso. A eficiência de reflexão da radiação UV (254 nm) estimada para o refletor de alumínio é de 70%. Os seguintes dados devem ser considerados:

Gerais:

População: 50.000 habitantes

Consumo per capta: 150 L/hab.d

Coeficiente do dia de maior consumo: $k_1 = 1{,}2$

Coeficiente da hora de maior consumo: $k_2 = 1{,}5$

Coeficiente de retorno: 0,8

Vazão de infiltração: 22,50 L/s

Vazão média total: 91,94 L/s

Vazão máxima total: 147,50 L/s

Efluente aeróbio:

Conc. média DQO efluente: 77 mg/L

Conc. média DBO_5 efluente: 24 mg/L

Conc. de SST efluente: 28 mg/L

Turbidez média efluente: 18 UT

Densidade média de coliformes fecais: $N_0 = 1{,}0 \times 10^5$ NMP/100 ml

Transmitância média: 59%

A absorbância é calculada a partir da Equação 6.5:

$$T\ (\%) = 100 \times 10^{-A}$$

Então:

$$A = 0{,}229 \text{ u.a./cm}$$

Dimensionamento do sistema com lâmpadas emersas

Para tal efluente pode ser utilizada uma dose efetiva de 21 mJ/cm^2 a fim de atingir o padrão de efluente desinfetado proposto, ou seja:

$$D = 21 \text{ mJ/cm}^2$$

Utilizando as Equações 6.4, 6.6 e 6.21, calcula-se a dose aplicada:

$$D_a = \frac{D \cdot \alpha L}{\left(1 - e^{-\alpha L}\right)} \ [\text{mJ/cm}^2] \qquad (6.24)$$

Adota-se uma espessura de lâmina d'água de L = 5,5 cm.

Então, a dose aplicada é:

$$D_a = \frac{21 \times 0{,}528 \times 5{,}5}{\left(1 - e^{-0{,}528 \times 5{,}5}\right)} \ 64{,}5 \text{ mJ/cm}^2$$

A dose aplicada por volume pode ser determinada pela Equação 6.22:

$$D_{av} = \frac{D_a \cdot \alpha L}{L} 0{,}2778 = \frac{64{,}5}{5{,}5} 0{,}2778 = 3{,}26 \text{ Wh/m}^3$$

O dimensionamento é feito para vazão máxima e devem ser verificadas as condições para vazões inferiores. Pela Equação 6.23 pode-se calcular o número de lâmpadas.

$$n = \frac{531 \times 3{,}26}{8{,}3 \times 0{,}7} = 297{,}9 \approx 300 \text{ lâmpadas}$$

Adotando um tempo de exposição mínimo (vazão máxima) de 30 segundos, tem-se o volume:

$$V = Q_{máx}\, t_{mín} = 147{,}5 \times 30 = 4.425 \text{ litros} = 4{,}425 \text{ m}^3$$

Considerando que a lâmina média de líquido é de 5,5 cm, a área total necessária para a câmara de desinfecção é de:

$$A = \frac{V}{L(m)} = \frac{5{,}9}{0{,}055} = 107{,}3 \text{ m}^2$$

As lâmpadas podem ser distribuídas em 30 módulos de 10 lâmpadas cada, a largura da cada módulo deve ser de 0,95 m e o comprimento, de 3,8 m. Em seguida, confere-se a dose aplicada no reator por intermédio da Equação 6.24

$$D_a(\text{reator}) = \frac{n \times P_{254} \times f}{A} \times t = \frac{300 \times 8{,}3 \times 0{,}7}{805.000 \text{ cm}^2} \times 30 \text{ s} = 0{,}06499 \text{ J/cm}^2 = 64{,}99 \text{ mJ/cm}^2$$

A dose aplicada adotada no dimensionamento foi de 64,5 mJ/cm^2, enquanto a dose obtida com a configuração adotada será de 64,99 mJ/cm^2, para as condições de vazão máxima.

Exemplo 3

Dimensionar um reator UV do tipo canal e lâmpadas imersas para desinfecção do esgoto sanitário produzido por uma população de 50 mil habitantes. As etapas de tratamento que antecedem à desinfecção são compostas por tratamento preliminar, tratamento anaeróbio em reator UASB e tratamento aeróbio em filtros biológicos percoladores. Os seguintes dados devem ser considerados:

Vazão afluente média: 91,9 L/s

Vazão máxima horária: 165,5 L/s = 595,76 m^3/h

Efluente aeróbio:

Conc. média DQO efluente: 77 mg/L

Conc. média DBO_5 efluente: 24 mg/L

Conc. de SST efluente: 28 mg/L

Turbidez média efluente: 18 UT

Densidade média de coliformes fecais: $N_0 = 1{,}0 \times 10^5$ NMP/100 ml

Transmitância média = 59%, medida em espectofotômetro utilizando cubeta de 1 cm de lado e comprimento de onda de 254 nm.

Equipamentos:

Deverá ser utilizado equipamento com tecnologia UV para atender à vazão $Q_{máx-h}$, composto de 30 módulos que tratarão 20 m^3/h cada, instalados adequadamente em calha (canal) aberta.

O módulo possui 2 lâmpadas de 310 W, de baixa pressão, com vida útil de 8.500 h (aproximadamente 1 ano), para um único ciclo ligar/desligar diário.

A dose máxima utilizada por muitos fabricantes situa-se próxima aos 250 mW.s/cm^2 (mJ/cm^2).

Acessórios:

O módulo será provido de limpeza automática das lâmpadas, geralmente comandada por um temporizador. Esse acessório é importante, no caso de lâmpadas imersas, garantindo a eficiência do sistema.

O sistema de desinfecção poderá contar, ainda, com um sistema de aquisição de dados, como totalizador de horas de funcionamento das lâmpadas, registro das lâmpadas queimadas ou desligadas, anotação da transmitância medida no local e medição de vazão instantânea. Nesse caso, é recomendável instalar um medidor de vazão (Calha Parshall) do efluente da ETE próximo aos módulos de desinfecção. Todos esses acessórios geralmente são especificados e fornecidos pelo fabricante do sistema de desinfecção.

Referências Bibliográficas

ALVES, C. V. P. *Ampliação de escala e avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV na desinfecção de esgotos tratados*. 2003. 124 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

BLATCHLEY III, E. Numerical modeling of UV intensity: application to collimated-beam reactors and continuous flow systems. *Water Research*, v. 31, n. 9, p. 2205-2218, 1997.

BOLTON, J. R. Calculation of ultraviolet fluence rate distributions in an annular reactor: significance of refraction and reflection. *Water Research*, v. 34, n. 13, p. 3315-3324, 2000.

CASTRO SILVA, J. C. *Avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV utilizado na inativação de coliformes e ovos de helmintos em esgotos tratados*. 2001. 97 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CHANG, R. *Physical chemistry with applications to biological systems.* 2. ed. New York: Macmillan Publising Co. Inc., 1977. 456 p.

CHERNICHARO C. A. L. et al. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. 1. ed. Belo Horizonte, 2001.

COLLENTRO, W. V. *Treatment of water with ultraviolet light*: Part I. Ultrapure water. July/Aug 1986.

DANIEL, L. A.; CAMPOS, J. R. Fundamentos a aspectos de projetos de sistemas de desinfecção de esgoto sanitário com radiação ultravioleta. *Revista DAE-Sabesp*, v. 163 n. 7, p. 5-11, jan/fev. 1992.

DANIEL, L. A. (1993). *Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta*: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. 1993. 164 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

EMERICK, R. W.; LOGE, J. F.; GINN, T.; DARBY, J. Modeling the inactivation of particle-associated coliform bacteria. *Water Environment Research*, v. 72, n. 4, p. 432-438, 2000.

HARRIS, G. D. et al. Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photorreactivation of bacteria. *Water Research*, v. 21, n. 6, p. 687-692, 1987.

HUGO, W. B. A brief history of heat, chemical and radiation preservation and disinfection. *International Biodeterioration & Biodegradation*, p. 197-217, 1995.

KOLLER, L. R. *Ultraviolet radiation*. London: John Wiley & Sons, 1952. 270 p.

LEGAN, R. W. Alternative disinfection methods: a comparison of UV and ozone. *Industrial Water Engineering*, Mar./Apr. 1982.

LEVENSPIEL, O. *Chemical reaction engineering*. 2. ed. New York: John Wiley and Sons, 1972.

LOGE, F. J. et al. Ultraviolet disinfection of secondary wastewater effluents: prediction of performance and design. *Water Environment Research*, v. 68, n. 5, p. 900-916, 1996.

LUPAL, M. UV offers reliable disinfection. *Water Conditioning & Purification*, Nov. 1993.

NAGY, R. *Research report BL-R-6-1059-3023-1*. Westinghouse Electric Corporation.

RYER, A. D. *Light measurement handbook*. 2. ed. Newburyport: Technical Publications International Light Inc., 1997. 64 p.

SCHEIBLE, O. K. Development of a rationally based design protocol for the ultraviolet light disinfection process. *Journal WPCF*, v. 59, n. 1, p. 25-31, 1987.

SEVERIN, B. F.; ROESSLER, P. F. Resolving UV photometer outputs with modeled intensity profiles. *Water Research*, v. 32, n. 5, p. 1718-1724, 1998.

SOMMER, R. et al. Influence of lamp intensity and water transmittance on the UV disinfection of water. *Water Research*, v. 35, n. 11-13, p. 113-118, 1997.

SRIKANTH, B. The basic benefits of ultraviolet technology. *Water Conditioning & Purification*, Dec. 1995

TARRÁN, E. P. Desinfecção por luz ultravioleta. In: *Água Latinoamérica.* Disponível em: <http://www.latinoamerica.com>. Aceesso em: 2003

TCHOBANOGLOUS, G.; LOGE, F.; DARBY, J; DEVRIES M. UV design: comparison of probabilistic and deterministic design approaches. *Water Research*, v. 33, n. 10-11, p. 251-260, 1996.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. *Wastewater engineering*: treatment, disposal and reuse. New York: McGraw-Hill, 2003.

TREIJ, R. Ultraviolet technology. *Water Conditioning & Purification*, Dec. 1995.

Usepa – U. S. Environmental Protection Agency. *Design manual*: municipal wastewater disinfection. Cincinnati: Office of Research and Development, Water Engineering, Research Laboratory, Center for Environmental Research Information, 1986. 247 p. (EPA/625/1-86/021).

________.*Wastewater technology fact sheet*: ultraviolet disinfection. Washington: Office of Water, 1999. (EPA/832/F-99/064).

WEF – Water Environment Federation. *Operation of municipal wastewater treatment plants*: manual of practice MOP-11. 5. ed. Alexandria: WEF, 1996a. 1351 p.

___________. *Wastewater disinfection*: manual of practice FD-10. 1. ed. Alexandria: WEF, 1996b. 299 p.

WHITE, S. C. et al. A study of operational ultraviolet disinfection equipment at secondary treatment plants. *JWPCF*, n. 58, v. 3, p. 181-192, 1986.

Capítulo 7

Lagoas de Estabilização

Marcos von Sperling, Eduardo Pacheco Jordão, Mário Takayuki Kato, Pedro Alem Sobrinho, Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Roque Pivelli

---

Introdução

As lagoas de estabilização são processos de tratamento de esgotos utilizados principalmente para a remoção de matéria orgânica. No entanto, com algumas adaptações no fluxograma e na geometria das lagoas, podem ser alcançadas elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos ou, de forma mais específica, dos seus principais indicadores (coliformes e ovos de helmintos). É possível obter ainda significativa remoção de nitrogênio e até mesmo de fósforo.

Esta visão mais ampla das lagoas de estabilização foi abordada em detalhes no Capítulo 3 do livro *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios* (Cavalcanti *et al.*, 2001). Aspectos relativos a lodo em lagoas foram publicados no livro *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas* (Gonçalves, 1999). Ambas as obras foram publicadas dentro do âmbito do PROSAB em editais anteriores.

A literatura nacional (Silva & Mara, 1979; CETESB, 1989; Mendonça, 1990; van Haandel & Lettinga, 1994; Jordão & Pessôa, 1995; Kellner & Pires, 1998; von Sperling, 2002c) e latino-americana (Yanez, 1993; Mendonça, 2000) aborda também, na forma de livros específicos, ou detalhados capítulos, o processo de lagoas de estabilização e suas diversas variantes. Estes livros cobrem aspectos conceituais, de projeto, construção e operação, sendo importantes e complementares referências acerca desse processo de tratamento de esgotos.

Por esse motivo, o presente capítulo apresenta apenas uma simples contextualização acerca das lagoas de estabilização, dedicando-se em detalhes, no entanto, aos aspectos relacionados à *produção de um efluente sanitariamente seguro*, em função dos usos pretendidos para o efluente tratado ou para o corpo receptor. Não são abordados aspectos de construção e operação de lagoas, pelo fato de esses tópicos estarem amplamente cobertos nas referências listadas acima.

Nesse sentido, as lagoas de estabilização se inserem no contexto deste livro como processos de tratamento passíveis de promover **desinfecção** dos esgotos, por meio de

mecanismos puramente naturais. Não são analisadas, neste capítulo, as lagoas aeradas, uma vez que seu principal objetivo está estreitamente vinculado à remoção de matéria orgânica.

Ampla parte deste capítulo baseia-se em von Sperling (2002c), além de em resultados específicos obtidos pelo PROSAB.

Descrição da tecnologia

Visão geral sobre as lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são unidades especialmente projetadas e construídas com a finalidade de tratar os esgotos. No entanto, constituem-se em uma das formas mais simplificadas para o tratamento. Adicionalmente, a construção é simples, baseando-se principalmente em movimento de terra de escavação e preparação dos taludes. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. Dentre estas, são os seguintes os sistemas abordados no presente texto:

- lagoas facultativas
- sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas

Além dessas lagoas, cujo principal objetivo é a remoção da matéria carbonácea, há também as *lagoas de maturação*, direcionadas à remoção de organismos patogênicos.

Têm-se ainda as *lagoas de polimento*, conceitualmente similares às lagoas de maturação, mas que recebem essa nomenclatura específica por realizarem o polimento de efluentes de estações de tratamento, em particular os reatores anaeróbios, mais especificamente os reatores tipo UASB. Além da efetiva remoção de organismos patogênicos, alcança-se ainda certo polimento na qualidade do efluente, em termos de matéria orgânica.

De maneira geral, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, pelos seguintes aspectos:

- suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades
- clima favorável (temperatura e insolação elevadas)
- operação simples
- necessidade de poucos ou nenhum equipamento
- custos de implantação e operação adequados

Com relação à remoção de organismos patogênicos, diversos fatores favoráveis atuam simultaneamente:

- *bactérias* e *vírus*: temperatura, insolação, pH, competição, organismos predadores, compostos tóxicos

- *cistos de protozoários* e *ovos de helmintos*: sedimentação

Apresenta-se a seguir breve descrição dos principais sistemas de lagoas abordados no presente capítulo (von Sperling, 1996).

a) Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são classificadas em lagoas primárias e secundárias. Quando as lagoas facultativas recebem esgoto bruto, são denominadas *lagoas primárias*. Uma lagoa secundária é aquela que recebe seu afluente de uma unidade de tratamento precedente, tal como lagoas anaeróbias (ver item *b* a seguir).

O esgoto afluente entra continuamente em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta. Ao longo desse percurso, que demora vários dias, uma série de fenômenos contribui para a purificação dos esgotos.

Parte da matéria orgânica em suspensão (*DBO particulada*) tende a sedimentar, vindo a constituir o lodo de fundo. Esse lodo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido em gás carbônico, metano e outros. Apenas a fração inerte (não biodegradável) permanece na camada de fundo sem alteração na sua natureza.

A matéria orgânica dissolvida (*DBO solúvel* ou *filtrada*), conjuntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (*DBO finamente particulada*), não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. A sua decomposição se dá pela ação de bactérias *facultativas*, que têm a capacidade de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio livre (daí a designação de facultativas, que define o próprio nome da lagoa). Essas bactérias se utilizam da matéria orgânica como fonte de energia, alcançada através da respiração. Na respiração aeróbia, é necessária a presença de oxigênio, o qual é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas. Há, assim, perfeito equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico (ver Figura 7.1).

Para a ocorrência da fotossíntese é necessária uma fonte de energia luminosa, neste caso representada pelo sol. Por essa razão, locais com elevada radiação solar e baixa nebulosidade são bastante propícios à implantação de lagoas facultativas.

A fotossíntese, por depender da energia solar, é mais elevada próximo à superfície. Profundidades típicas de lagoas facultativas são da ordem de 1,5 a 2,0 m. À medida que se aprofunda na lagoa, a penetração da luz é menor, o que ocasiona a predominância do consumo de oxigênio (*respiração*) sobre sua produção (*fotossíntese*), com a eventual ausência de oxigênio dissolvido a partir de certa profundidade. Ademais, a fotossíntese só ocorre durante o dia, fazendo com que durante a noite possa prevalecer a ausência de oxigênio. Em razão desses fatos, é essencial que as principais bactérias

responsáveis pela estabilização da matéria orgânica sejam facultativas, para poderem sobreviver e proliferarem tanto na presença quanto na ausência de oxigênio.

bactérias ➔ *respiração*: consumo de oxigênio produção de gás carbônico **algas** ➔ *fotossíntese*: produção de oxigênio consumo de gás carbônico

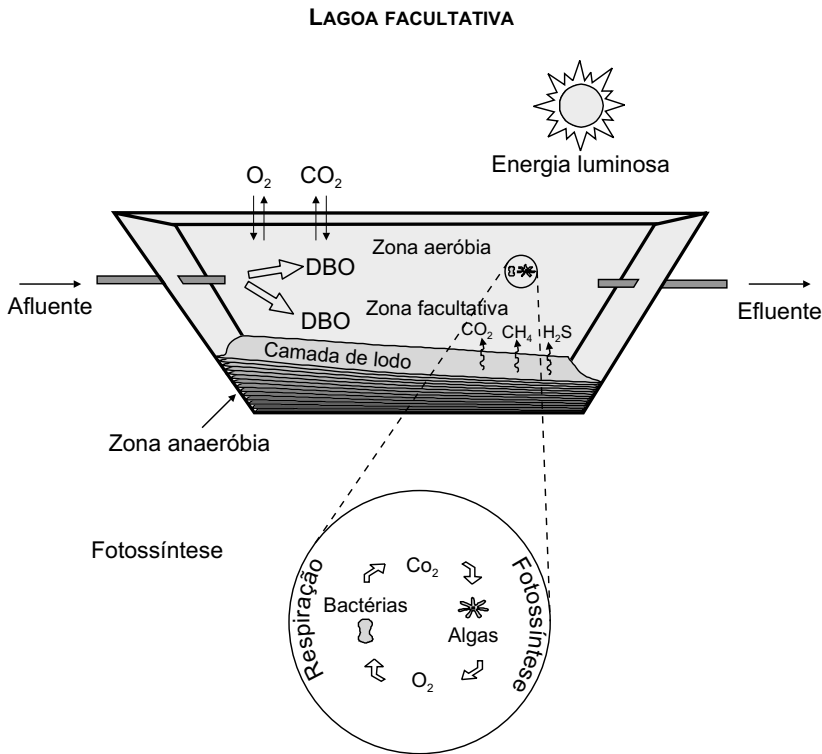
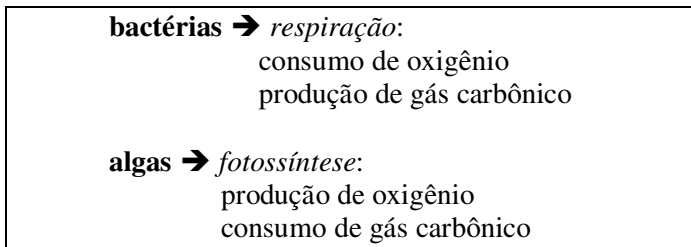



Figura 7.1 Esquema simplificado de uma lagoa facultativa.

O processo de lagoas facultativas é essencialmente natural, não necessitando de equipamento algum. Por essa razão, a estabilização da matéria orgânica se processa em taxas mais lentas, implicando a necessidade de elevado período de detenção na lagoa (usualmente superior a 15 dias). A fotossíntese, para que seja efetiva, necessita

de elevada área de exposição para o melhor aproveitamento da energia solar pelas algas, também implicando a necessidade de grandes unidades. Dessa forma, a área total requerida pelas lagoas facultativas é a maior dentre todos os processos de tratamento dos esgotos (excluindo-se os processos de disposição sobre o solo). Por outro lado, o fato de ser um processo totalmente natural está associado a maior simplicidade operacional, fator de fundamental importância em países em desenvolvimento.

A Figura 7.2 apresenta o fluxograma típico de um sistema de lagoas facultativas primárias.

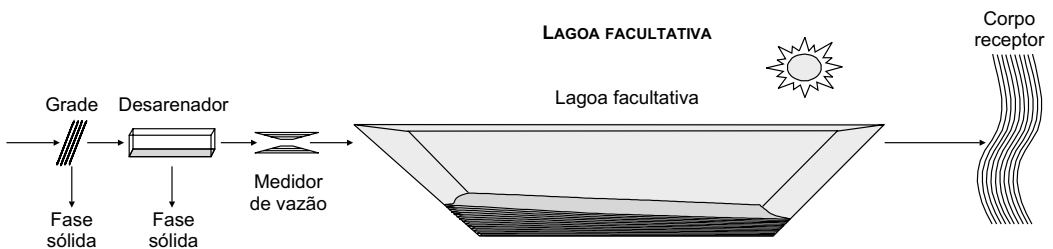



Figura 7.2 Fluxograma típico de um sistema de lagoas facultativas primárias.

É essencial que o esgoto afluente seja previamente gradeado e desarenado, objetivando-se neste caso retirar o material grosseiro e reduzir a sedimentação de areia no fundo da lagoa, principalmente nas proximidades da tubulação de entrada.

b) Sistema de lagoas anaeróbias – lagoas facultativas

O processo de lagoas facultativas, apesar de sua eficiência satisfatória, requer, como comentado, grande área, muitas vezes não disponível na localidade em questão. Há, portanto, a necessidade de buscar soluções que possam implicar a redução da área total requerida. Uma dessas soluções é a do sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas. Nesse caso, a lagoa facultativa é também denominada *lagoa secundária*, já que recebe o afluente de uma unidade de tratamento a montante, e não o esgoto bruto.

O esgoto bruto entra numa lagoa de menores dimensões e mais profunda (em torno de 3,5 a 5,0 m). Em razão das menores dimensões dessa lagoa, a fotossíntese basicamente não ocorre. Predominam as condições anaeróbias nessa primeira lagoa, denominada, em decorrência, de *lagoa anaeróbia*.

Nas lagoas anaeróbias ocorre sedimentação da matéria orgânica presente na forma de sólidos sedimentáveis. Em termos bioquímicos, as bactérias anaeróbias têm uma taxa metabólica e de reprodução mais lenta do que as bactérias aeróbias. Assim

sendo, para um período de permanência de apenas 2 a 5 dias na lagoa anaeróbia, a decomposição da matéria orgânica é apenas parcial. Mesmo assim, essa remoção da DBO, da ordem de 40% a 70% (em condições bem favoráveis), apesar de insuficiente, representa grande contribuição, aliviando sobremaneira a carga para a lagoa facultativa, situada a jusante.

A lagoa facultativa recebe uma carga de apenas 30% a 60% da carga do esgoto bruto, podendo ter, portanto, dimensões bem menores. O requisito de área total (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa) é tal que se obtém uma economia de área da ordem de 1/3, comparado a uma lagoa facultativa única.

O funcionamento dessa lagoa facultativa é exatamente como descrito no item *a*. A Figura 7.3 mostra o fluxograma típico de um sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas.

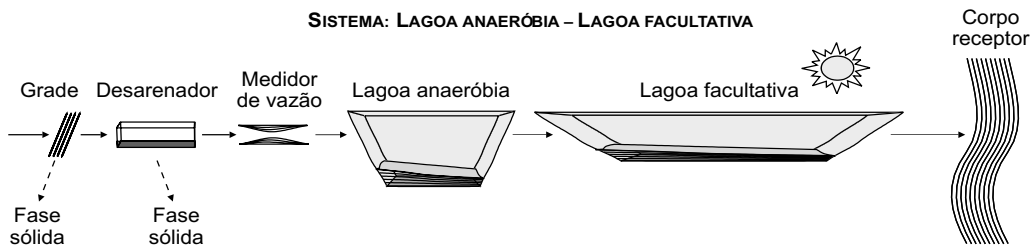



Figura 7.3 Fluxograma típico de um sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas.

O sistema tem eficiência similar ou apenas ligeiramente superior à de uma lagoa facultativa única e é conceitualmente simples e fácil de operar. No entanto, a existência de uma etapa anaeróbia em uma unidade aberta é sempre causa de preocupação, pela possibilidade de liberação de maus odores. Caso o sistema esteja bem equilibrado, a geração de mau cheiro pode não ocorrer. No entanto, eventuais problemas operacionais podem conduzir à liberação de gás sulfídrico, responsável por odores fétidos. Por essa razão, esse sistema é normalmente localizado onde é possível haver grande afastamento das residências, recomendando-se pelo menos cerca de 1.000 metros.

c) Lagoas de maturação

As lagoas de maturação possibilitam pós-tratamento do efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização descritos anteriormente ou, em termos mais amplos, de qualquer sistema de tratamento de esgotos. O principal objetivo das lagoas de maturação é a *remoção de organismos patogênicos*, e não a remoção adicional de DBO.

As lagoas de maturação constituem-se em alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração.

O ambiente ideal para os microrganismos patogênicos é o trato intestinal humano ou animal. Fora destes, quer na rede de esgotos, no tratamento de esgotos, quer no corpo receptor, os organismos patogênicos tendem a morrer. Diversos fatores contribuem para tal, como temperatura, insolação, pH, competição, organismos predadores e compostos tóxicos.

Essencialmente, as mesmas características das lagoas de estabilização, as quais conduzem à remoção da matéria orgânica, são também as responsáveis pela remoção/inativação de organismos patogênicos – profundidade reduzida, grandes áreas de espelho d'água expostos à ação da luz solar e elevados tempos de detenção. Nas lagoas de maturação, projetadas com profundidades mais reduzidas, a penetração da luz solar na massa líquida é facilitada e a atividade fotossintética, acentuada, promovendo, de forma também acentuada, a produção de OD, o consumo de CO_2 e, conseqüentemente, a elevação do pH.

Bactérias e vírus são inativados, preponderantemente, pela exposição prolongada à irradiação solar (raios UV), sendo letal a conjugação dos seguintes fatores (Curtis *et al.*, 1992; van Haandel & Lettinga, 1994; van Buuren *et al.*, 1995):

- Radiação solar (radiação ultravioleta)
- Elevado pH (pH > 8,5)
- Elevada concentração de OD

As lagoas de maturação devem, e podem, atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes – como indicadores da remoção correspondente de bactérias e vírus (E > 99,9 ou 99,99%), para que possam ser cumpridos padrões ou recomendações usuais para utilização direta do efluente para irrigação, ou para a manutenção de diversos usos no corpo receptor.

Cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos da fase líquida por sedimentação. Considerando os tempos de detenção usualmente empregados, as lagoas de maturação, bem como as que a precederem, podem atingir a remoção total de protozoários e helmintos.

De forma a maximizar a eficiência na remoção de organismos indicadores e patogênicos, as lagoas de maturação são usualmente projetadas em uma das duas seguintes configurações: (a) três ou quatro lagoas em série (ver Figura 7.4) ou (b) uma ou mais lagoas com chicanas.

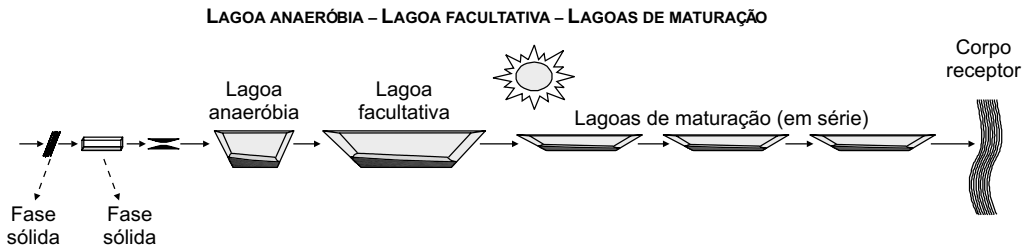



Figura 7.4 Fluxograma típico de um sistema de lagoas de estabilização seguidas por lagoas de maturação em série.

d) Lagoas de polimento

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos cresceram em popularidade e alcance em países de clima quente como o Brasil. Dentre esses processos, destaca-se o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (reator UASB), amplamente enfocado pelo PROSAB. Os reatores UASB atingem boa eficiência na remoção de DBO (em torno de 60% a 75%), considerando-se os baixos tempos de detenção, a simplicidade do processo e a inexistência de equipamentos, como aeradores. No entanto, essa eficiência é, na maior parte das vezes, insuficiente, exigindo pós-tratamento para o efluente anaeróbio. O pós-tratamento pode objetivar alguns dos seguintes itens: (a) remoção adicional de DBO; (b) remoção de nutrientes; (c) remoção de organismos patogênicos.

Uma alternativa de pós-tratamento bastante atraente é representada pelas lagoas de estabilização, pelo fato de se manter em todo o sistema a simplicidade conceitual já assumida para os reatores anaeróbios. Essa combinação de reatores UASB com lagoas de estabilização afigura-se como de aplicabilidade extremamente ampla para países em desenvolvimento e com clima quente.

As lagoas não mecanizadas que recebem o efluente de reatores anaeróbios têm sido designadas de *lagoas de polimento*, para diferençar das concepções clássicas das lagoas facultativas e de maturação. Pode-se ter dois tipos de lagoas de polimento:

- lagoas de polimento do tipo facultativa
- lagoas de polimento do tipo maturação

Inicialmente, as lagoas de polimento eram projetadas como lagoas facultativas. No entanto, Catunda *et al*. (1994) e Cavalcanti *et al*. (2001) argumentaram que, em decorrência da remoção de DBO que ocorre nos reatores UASB, *o efluente anaeróbio pode ser lançado diretamente em lagoas de polimento do tipo maturação, em série ou com chicanas*, sem problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série ou no compartimento inicial da lagoa chicaneada. Essas configurações de lagoas otimizam a remoção de coliformes, como comentado na seção *Estimativa da remoção de coliformes*. Portanto, as

evidências atualmente disponíveis sugerem que as lagoas de polimento não necessitam ser dimensionadas como lagoas facultativas clássicas, mas, sim, como lagoas de maturação (utilizando-se os critérios de projeto de lagoas de maturação em relação à configuração geométrica, tempo de detenção e profundidade).

A Figura 7.5 mostra o fluxograma das lagoas de polimento segundo a concepção inicial (lagoa de polimento como uma lagoa facultativa) e a concepção mais recente (lagoa de polimento como lagoas de maturação).

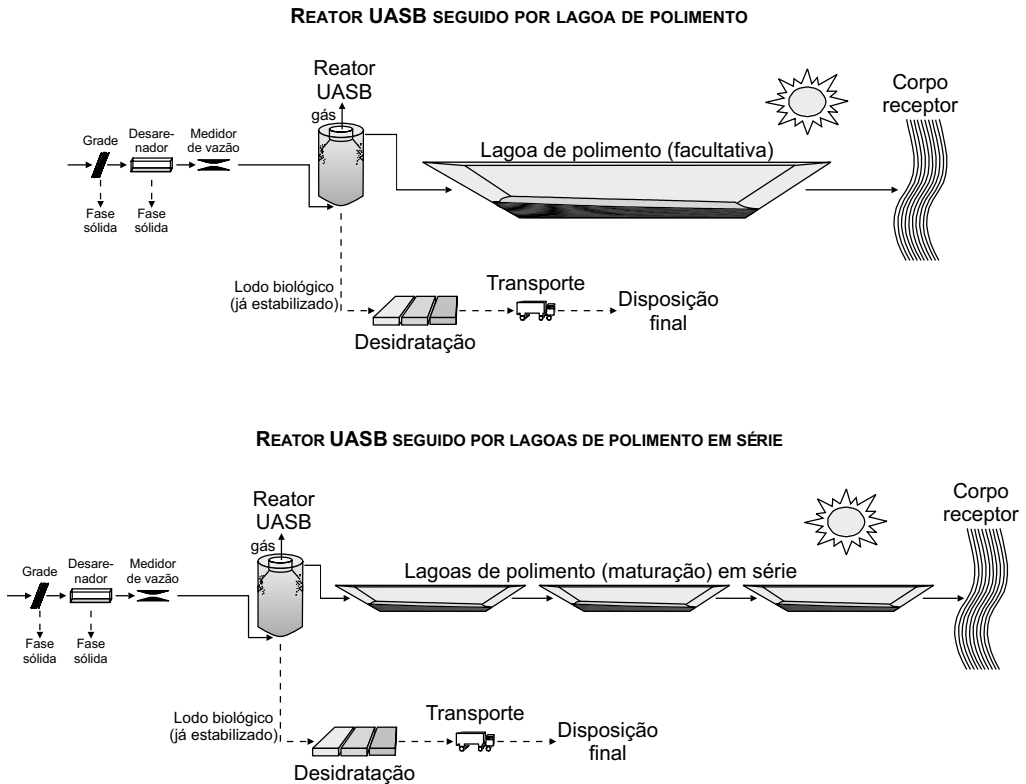



Figura 7.5 Fluxograma típico de um sistema composto por reator UASB e lagoas de polimento. (a) Concepção inicial: lagoas de polimento como lagoa facultativa. (b) Concepção atual: lagoa de polimento como lagoa de maturação.

A Figura 7.6 apresenta uma comparação entre as configurações clássicas de lagoas (lagoas facultativas ou sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas) e a recente abordagem de reator UASB seguido por lagoas de polimento (dimensionadas como lagoas de maturação). Uma vantagem substancial da utilização dos reatores UASB relaciona-se à economia global nos requisitos de área, o que tem sido a principal desvantagem dos sistemas clássicos de lagoas.

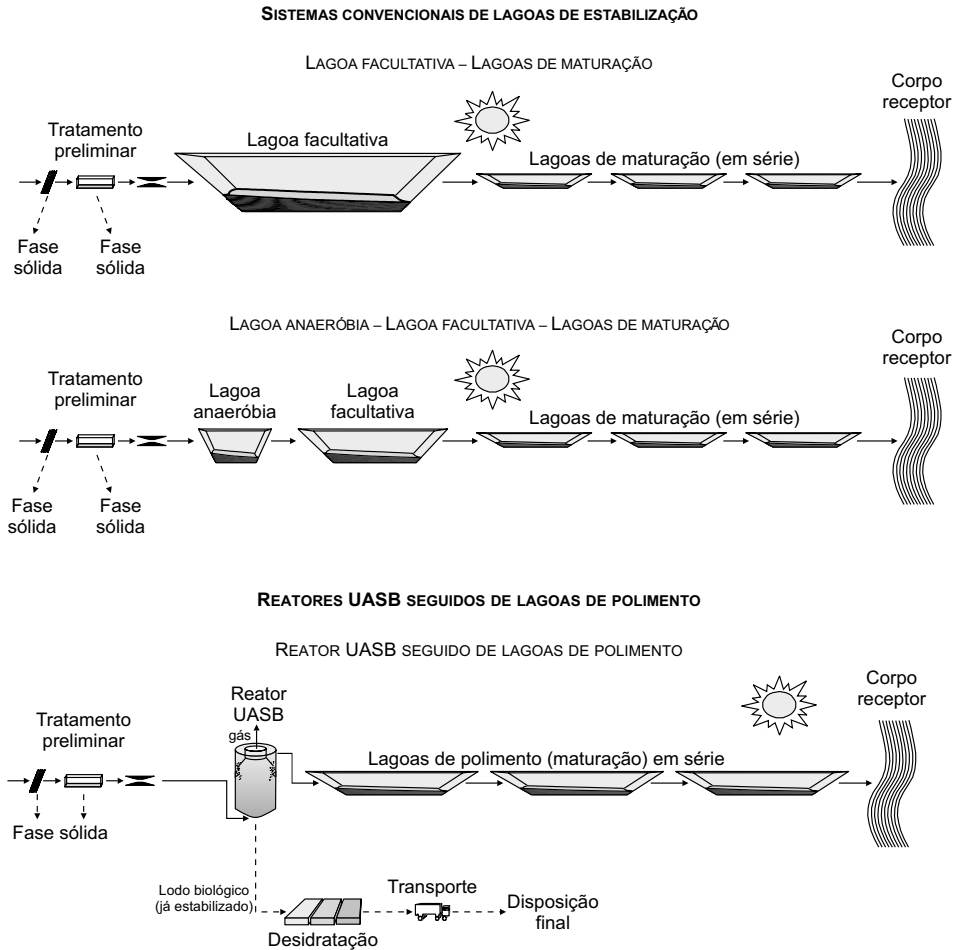



Figura 7.6 Comparação entre concepções clássicas de lagoas de estabilização e a concepção mais recente (reator UASB seguido por lagoas de polimento).

Comparação entre os sistemas de lagoas

As tabelas a seguir apresentam, de forma sintética e comparativa, as principais características e itens de projeto e operação relacionados às lagoas abordadas no presente capítulo. Naturalmente, todos os dados guardam especificidade regional, podendo assumir valores diferentes em função de características locais. No entanto, acredita-se que os valores apresentados cubram a maior parte das situações nas diversas regiões brasileiras, sendo aplicáveis em temperaturas médias do líquido no mês mais frio, variando entre cerca de 20ºC e 25ºC.

A interpretação da Tabela 7.1 não deve se limitar à denominação das lagoas, mas estender-se ao fato de que à própria denominação estão associados períodos de detenção e condições ambientais predominantes nas lagoas, que favorecem a remoção/inativação dos diversos organismos. A remoção de cistos de protozoários ainda é pouco estudada relativamente aos demais organismos; de modo geral, admite-se que a remoção se equipare à de ovos de helmintos, sendo próxima ou igual a 100% nos sistemas apresentados acima.

Tabela 7.1 Faixas de eficiências de remoção de organismos patogênicos e indicadores em lagoas de estabilização.

Parâmetro	Eficiência típica de remoção (% ou unidades log removidas)*				
	Lagoa facultativa	Lagoas anaeróbia – facultativa	Lagoas facultativa – maturação	Lagoas anaeróbia – facultativa – maturação	Reator UASB – lagoa de polimento
Coliformes	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Bactérias patogênicas	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Vírus	≤ 1 log	≈ 1 log	2-4 log	2-4 log	2-4 log
Cistos de protozoários	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%
Ovos de helmintos	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%

* 1 log = 90%; 2 log = 99%; 3 log = 99,9%; 6 log = 99,9999%.

Tabela 7.2 Faixas de eficiências de remoção de constituintes físico-químicos em lagoas de estabilização.

Parâmetro	Eficiência típica de remoção (%)				
	Lagoa facultativa	Lagoas anaeróbia + facultativa	Lagoas facultativa + maturação	Lagoas anaeróbia + facultativa–maturação	Reator UASB + lagoa de polimento
DBO	75-85	75-85	80-85	80-85	80-85
DQO	65-80	65-80	70-83	70-83	70-83
SS	70-80	70-80	70-80	70-80	70-80
Amônia	< 50	< 50	40-80	40-80	40-80
Nitrogênio	< 60	< 60	40-65	40-70	40-70
Fósforo	< 35	< 35	> 40	> 40	> 40

Tabela 7.3 Disposição/utilização do efluente tratado em lagoas de estabilização.

Parâmetro	Utilização possível do efluente				
	Lagoa facult.	Lagoas anaer. + facult.	Lagoas facult. + matur.	Lagoas anaer.+ facult.+ matur.	Reator UASB + lagoa de polim.
Lançamento em corpos d'água					
Lançamento em rio	✓	✓	✓	✓	✓
Lançamento em lago ou represa (c) (d)	✓	✓	✓	✓	✓
Lançamento em manancial utilizado para abastecim. público (c)	✓	✓	✓	✓	✓
Lançamento em corpo d'água utilizado para irrigação (a) (b)	✓	✓	✓	✓	✓
Lançamento em manancial utilizado para balneabilidade (a) (e)	✓	✓	✓	✓	✓
Reúso direto					
Irrigação restrita (g)	✓	✓	✓	✓	✓
Irrigação irrestrita (h)			✓	✓	✓
Criação de peixes (i)			✓	✓	✓
Uso industrial	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)

(a) Depende da razão de diluição rio/esgoto.
(b) Consultar Resolução Conama 20/86 e legislações estaduais pertinentes.
(c) Analisar possibilidade de cianobactérias/cianotoxinas.
(d) Analisar possibilidade de eutrofização.
(e) Consultar Resolução Conama 274/2000 e legislações estaduais pertinentes.
(f) Aceitável, caso a água não seja incorporada ao produto; a viabilidade deve ser analisada caso a caso, pois a cada uso corresponderá uma exigência de qualidade de efluente, principalmente em relação aos parâmetros físico-químicos.

Recomendações da OMS:
(g) < 1 ovo de helmintos /L, discute-se a adoção de um padrão bacteriológico $\leq 10^4$ CF /100 ml.
(h) < 1 ovo de helmintos /L e $\leq 10^3$ CF /100 ml.
(i) $\leq 10^4$ CF/100 ml no afluente ao tanque de piscicultura e ausência de ovos de helmintos (trematóides); para a criação de peixes outro fator limitante é a amônia, tóxica para a maioria das espécies em concentrações de 0,6-2,0 mg/L.

As informações de remoção expressas em unidades logarítmicas devem ser complementadas com as densidades usuais correspondentes encontradas no esgoto bruto, de forma a se ter idéia mais clara da qualidade esperada do efluente.

Tabela 7.4 Gerenciamento do lodo em lagoas de estabilização

Parâmetro de projeto	Lagoas anaeróbias	Lagoas facultativas primárias	Lagoas facultativas secundárias	Lagoas de maturação	Lagos de polimento (a)
Taxa de acúmulo de lodo (m^3/hab.ano)	0,02-0,10	0,03-0,09	0,03-0,05	–	–
Intervalo de remoção (anos)	< 7	> 15	> 20	> 20	> 20
Concentração de sólidos totais no lodo (% ST)	> 10% (d)	> 10% (d)	> 10% (d)	–	–
Relação SV/ST	< 50%	< 50%	< 50%	–	–
Concentrações de coliformes no lodo (CF/gST)	10^2-10^4	10^2-10^4	10^2-10^4	10^2-10^4	10^2-10^4
Concentração de ovos de helmintos no lodo (ovos/gST)	10^1-10^3	10^1-10^3	10^1-10^3	10^1-10^3	10^1-10^3
Tratamento adicional requerido	Secagem (a)	Secagem (a)	Secagem (b)	–	–
Formas de disposição final	(c)	(c)	(c)	–	–

Observação: é essencial a presença de desarenação.

(a) No caso de lagoas de polimento, deve-se acrescentar ainda os valores correspondentes ao lodo retirado do reator UASB.

(b) Higienização (usualmente adição de cal) no caso de disposição para reúso agrícola do lodo.

(c) Formas de disposição final similares aos lodos dos demais sistemas de tratamento biológico de esgotos (reúso agrícola, aterro, outros).

(d) Ao ser removido por dragagem hidráulica (bombeamento), a concentração pode-se reduzir a 5% a 7%.

Tabela 7.5 Faixas de custos de implantação e operação de lagoas de estabilização

Item	Lagoa facultativa	Lagoas anaeróbia + facultativa	Lagoas facultativa + maturação	Lagoas anaeróbia + facultativa + maturação	Reator UASB + lagoa de polimento
Custo de implantação (R$/hab)	30-80	30-75	40-100	40-100	40-70
Custo de operação e manutenção (R$/hab.ano)	2,0-4,0	2,0-4,0	2,5-5,0	2,5-5,0	4,5-7,0

Estimativa de remoção de coliformes

Comparação entre patógenos e indicadores

Na avaliação da eficiência de processos de tratamento na remoção de patógenos, o emprego de organismos indicadores deve partir do seguinte entendimento:

- a ausência do organismo indicador no efluente indicaria a ausência de patógenos, pela destruição e/ou remoção de ambos através dos processos de tratamento, ou;
- sua presença no efluente seria em densidades às quais corresponderia a ausência de patógenos.

Neste sentido, para que um organismo cumpra o papel de indicador da eficiência do tratamento torna-se necessário que:

- o indicador seja mais resistente aos processos de tratamento que os patógenos;
- o mecanismo de remoção de ambos seja similar;
- o indicador esteja presente no afluente em densidades superiores às dos patógenos e as taxas de remoção/decaimento de ambos sejam similares, ou;
- a taxa de remoção/decaimento dos patógenos seja superior à do indicador.

Como nas lagoas de estabilização, essencialmente, bactérias e vírus são removidos por inativação e protozoários e helmintos, por sedimentação, depreende-se que as bactérias do grupo coliforme não são indicadores adequados da remoção de protozoários e helmintos. Por sua vez, o decaimento (mortandade) das bactérias patogênicas e vírus, bem como dos coliformes, segue uma *cinética de primeira ordem.* Além disso, os coliformes apresentam-se, usualmente, em maiores densidades no esgoto bruto e, via de regra, a taxa de decaimento dos patógenos é superior, ou no mínimo similar, à dos coliformes. Conclui-se que os coliformes são indicadores adequados da

inativação de bactérias e vírus em lagoas de estabilização e que à ausência dos patógenos no efluente corresponderá certa densidade de coliformes (em geral aceita como 10^3 coliformes/100 ml) e não necessariamente sua ausência. Na Figura 7.7 apresenta-se uma representação esquemática desse fato, baseada em Yanez (1986) e Oragui *et al.* (1987).

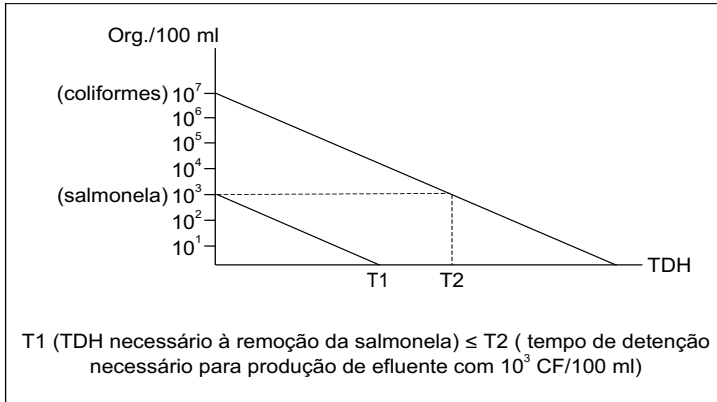



Figura 7.7 Comparação esquemática da taxa de decaimento de coliformes e de um patógeno, como Salmonela.

De acordo com as reações de primeira ordem, *a taxa de mortandade dos patógenos e coliformes é proporcional à concentração de patógenos e coliformes em qualquer instante*. Assim, quanto maior a concentração de patógenos e coliformes, maior será a taxa de mortandade. Além disso, o regime hidráulico predominante na lagoa é um fator determinante (ver seção *A influência do regime hidráulico*, a seguir).

Com base na cinética do decaimento e no regime hidráulico da lagoa pode-se estimar a concentração de coliformes efluentes de lagoas *facultativas*, de *maturação* e de *polimento*.

Para as lagoas *anaeróbias*, não há sistemáticas de cálculo amplamente aceitas, e a estimativa da concentração efluente é feita com base em eficiências de remoção típicas, em torno de 70% a 90%, ou em termos de unidades logarítmicas, em torno de 1 unidade log removida.

A influência do regime hidráulico

A configuração física do reator biológico (no caso, a lagoa) tem influência no regime hidráulico e, em decorrência, na eficiência de remoção de patógenos e coliformes, como comentado a seguir:

- **Reatores que se aproximam do fluxo em pistão**. Em reatores nos quais se tem maior concentração de coliformes (por exemplo, próximo à entrada), a taxa de remoção será mais elevada neste ponto. Tal é o caso, por exemplo, dos reatores de *fluxo em pistão*, predominantemente longitudinais (a concentração próximo à entrada do reator é diferente da concentração na saída).
- **Reatores que se aproximam da mistura completa**. Reatores que, através de uma homogeneização em todo o tanque, possibilitam imediata dispersão do constituinte, fazendo com que sua concentração seja logo igualada à baixa concentração efluente, apresentam menor eficiência na remoção de coliformes. Este é o caso dos reatores de *mistura completa*, predominantemente quadrados (a concentração no reator, próximo à entrada, é igual à concentração na saída).

Os reatores idealizados de mistura completa e fluxo em pistão caracterizam os limites teóricos, dentro dos quais, na prática, todos os reatores reais se enquadram. No tratamento de esgotos por lagoas de estabilização podem-se destacar os modelos hidráulicos descritos na Tabela 7.6.

A eficiência do sistema na remoção de coliformes (modelados pela reação de primeira ordem) segue a ordem teórica apresentada abaixo:

lagoa de fluxo em pistão	maior eficiência
série de lagoas de mistura completa	⇩
lagoa única de mistura completa	menor eficiência

O regime de fluxo disperso não foi enquadrado no esquema acima, por poder representar bem reatores que se aproximam tanto de fluxo em pistão quanto de mistura completa.

Em função dos diversos regimes hidráulicos, a Tabela 7.7 apresenta as fórmulas para a determinação da contagem de coliformes no efluente de lagoas.

Os principais coeficientes dessas equações são: (a) coeficiente de decaimento bacteriano Kb, discutido na seções *O regime hidráulico de fluxo disperso* e *O regime hidráulico idealizado de mistura completa*; (b) número de dispersão d, discutido na seção *O regime hidráulico de fluxo disperso*. Estes coeficientes estão também resumidos nas Tabelas 7.10 e 7.12.

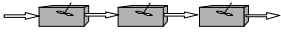
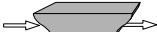
Tabela 7.6 Características dos modelos hidráulicos mais freqüentemente utilizados no dimensionamento e avaliação de desempenho das lagoas de estabilização

Modelo hidráulico	Esquema do reator	Características
Fluxo em pistão		As partículas de fluido entram continuamente em uma extremidade do tanque, passam através do mesmo e são descarregadas na outra extremidade, na mesma seqüência em que entraram. O fluxo se processa como um êmbolo, sem misturas ao longo do eixo longitudinal. As partículas mantêm a sua identidade e permanecem no tanque por um período igual ao tempo de detenção hidráulico. Este tipo de fluxo é reproduzido em tanques longos, com uma elevada relação comprimento/largura, na qual a dispersão longitudinal é mínima. Estes reatores são também denominados tubulares. Os reatores de fluxo em pistão são reatores ditos idealizados, uma vez que é bastante difícil obter na prática a ausência total de dispersão longitudinal (número de dispersão igual a zero).
Mistura completa		As partículas que entram no tanque são imediatamente dispersas em todo o corpo do reator. O fluxo de entrada e saída é contínuo. As partículas deixam o tanque em proporção à sua distribuição estatística. A mistura completa pode ser obtida em tanques circulares ou quadrados se o conteúdo do tanque for contínua e uniformemente distribuído. Os reatores de mistura completa são também reatores ditos idealizados, já que é difícil de obter na prática uma dispersão total em todo o volume do reator (número de dispersão infinito).
Reatores de mistura completa em série		Os reatores de mistura completa em série são usados para modelar o regime hidráulico que existe entre os regimes ideais de fluxo em pistão e mistura completa. Se a série for composta de uma unidade apenas, o sistema reproduz um reator de mistura completa. Se o sistema apresentar um número infinito de reatores em série, o fluxo em pistão é reproduzido. O fluxo de entrada e saída é contínuo. Unidades em série são também comumente encontradas em lagoas de maturação.
Fluxo disperso		O fluxo disperso ou arbitrário é obtido em um sistema qualquer com um grau de mistura intermediário entre os dois extremos de fluxo em pistão e mistura completa. Na realidade, a maior parte dos reatores na prática apresenta fluxo disperso. O fluxo de entrada e saída é contínuo.

Tabela 7.7 Fórmulas para o cálculo da contagem de coliformes efluentes (N) de lagoas.

Regime hidráulico	Esquema	Fórmula da contagem de coliformes efluentes (N)
Fluxo em pistão		$N = N_o e^{-K_b.t}$
Mistura completa (1 célula)		$N = \frac{N_o}{1 + K_b.t}$
Mistura completa (células iguais em série)		$N = \frac{N_o}{(1 + K_b.\frac{t}{n})^n}$
Fluxo disperso		$N = N_o.\frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K_b.t.d}$

N_o = contagem de coliformes no afluente (org/100 ml)
N = contagem de coliformes no efluente (org/100 ml)
K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})
t = q_h = tempo de detenção hidráulica (d)
n = número de lagoas em série (–)
d = número de dispersão (adimensional)

Pelo fato de o fluxo em pistão idealizado ser o regime que conduz à mais elevada eficiência de remoção de constituintes que seguem a cinética de primeira ordem, deve-se buscar, na prática, a configuração de lagoas que se aproximem, o máximo possível, desse regime idealizado. Essa aproximação é alcançada com lagoas bastante alongadas (L/B > 5 ou chicaneadas) ou com uma série de lagoas. Nesse sentido, pode-se afirmar o seguinte importante critério para o dimensionamento de lagoas que objetivem a remoção de coliformes:

Para alcançar elevadíssimas eficiências de remoção (99,9% a 99,9999%) de coliformes, deve-se adotar uma das seguintes soluções para as lagoas de maturação ou de polimento:

- Série de 3, 4 ou 5 lagoas quadradas ou retangulares
- Lagoa alongada (elevada relação comprimento/largura, alcançada através da introdução de chicanas)

Essas considerações se aplicam para as lagoas de *maturação* e de *polimento*. Para as lagoas *facultativas*, elas são geralmente únicas na série (embora possam ser divididas em lagoas em paralelo). Ademais, as lagoas facultativas primárias não devem ser bastante alongadas, pois poderiam ter problemas de sobrecarga orgânica na extremidade de entrada.

As lagoas de maturação e de polimento não têm problemas de sobrecarga orgânica, uma vez que a DBO foi grandemente reduzida nas unidades de montante. Desta forma, pode-se afirmar que:

- Lagoas de *maturação* e de *polimento* têm grande liberdade na sua configuração geométrica, podendo ser quadradas ou bastante alongadas
- Lagoas *facultativas primárias* não podem ser muito retangulares (recomenda-se L/B entre cerca de 2 e 5), para que não ocorram problemas de sobrecarga orgânica na entrada

O presente capítulo enfoca em mais detalhes os regimes hidráulicos de *fluxo disperso* (que melhor representa a realidade de todas as lagoas) e de *mistura completa* (mais simples e mais difundido).

O regime hidráulico de fluxo disperso

a) Aspectos gerais

Na realidade, o regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue exatamente os modelos ideais dos reatores de mistura completa ou fluxo em pistão, mas, sim, um modelo intermediário. Os modelos de mistura completa e fluxo em pistão constituem um envelope, dentro do qual se situam todos os reatores na realidade. O modelo de **mistura completa** representa um extremo (*dispersão longitudinal infinita*), enquanto o modelo de **fluxo em pistão** representa o outro extremo (*dispersão longitudinal nula*).

Dentro desses extremos situam-se os reatores modelados segundo o regime de **fluxo disperso**, compreendendo todas as lagoas encontradas na prática. Por essa razão, é importante o conhecimento do modelo de fluxo disperso, que pode ser utilizado como melhor aproximação para o projeto de lagoas de estabilização.

No entanto, a modelagem de uma lagoa segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de serem necessários dois parâmetros (coeficiente de decaimento bacteriano K_b e número de dispersão d), ao contrário dos modelos anteriores, em que é preciso conhecer apenas o coeficiente de decaimento bacteriano.

A Figura 7.8 apresenta o gráfico dos valores da eficiência E e do número de unidades logarítmicas removidas em função do par adimensional $K_b.t$ e do número de dispersão d.

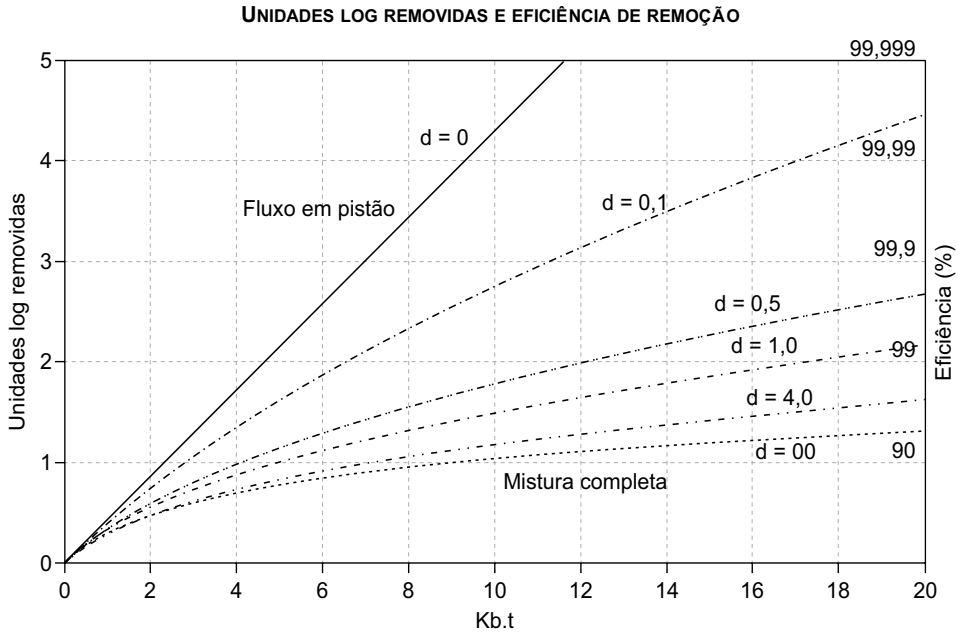



Figura 7.8 Eficiência de remoção de coliformes e número de unidades log removidas em uma lagoa única, para diferentes valores de K_b.t e de d, assumindo-se o regime hidráulico de fluxo disperso

No caso de uma lagoa única, a figura ressalta a importância de ter baixo número de dispersão, ou seja, uma lagoa tendendo ao regime de fluxo em pistão, de forma a aumentar a eficiência de remoção. Para obter eficiências superiores a 99,9% (3 log de remoção) em uma lagoa única com tempos de detenção não superiores a 25 dias, necessita-se de um número de dispersão inferior a 0,3 ou, preferencialmente, inferior a 0,1. Esses números de dispersão são obtidos apenas em lagoas que possuem relação comprimento/largura (L/B) superior a 5.

b) Determinação do número de dispersão d

A interpretação do número de dispersão **d** se faz no sentido de que, quando **d** tende a *infinito*, o reator tende ao regime de *mistura completa*. Por outro lado, quando **d** tende a *zero*, o reator tende ao regime de *fluxo em pistão*.

Em reatores existentes, **d** pode ser obtido experimentalmente por meio de testes com traçadores. No caso do projeto de novas instalações, naturalmente **d** não é conhecido, e seu futuro valor deve ser estimado segundo algum critério. A literatura apresenta algumas relações empíricas, que podem ser utilizadas para esta estimativa preliminar:

- Agunwamba *et al.* (1992), fórmula original simplificada:

$$d = 0{,}102.\left(\frac{3.(B+2.H).t.\upsilon}{4.L.B.H}\right)^{-0{,}410}.\left(\frac{H}{L}\right).\left(\frac{H}{B}\right)^{-(0{,}981+1{,}385.H/B)} \qquad (7.1)$$

- Yanez (1993)

$$d = \frac{(L/B)}{-0{,}261+0{,}254\cdot(L/B)+1{,}014\cdot(L/B)^2} \qquad (7.2)$$

- Von Sperling (1999)

$$d = \frac{1}{(L/B)} \qquad (7.3)$$

em que:

L = comprimento da lagoa (m)
B = largura da lagoa (m)
H = profundidade da lagoa (m)
t = θ_h = tempo de detenção hidráulica (d)
υ = viscosidade cinemática da água (m^2/d)

A viscosidade cinemática da água é função da temperatura, podendo ser utilizada a seguinte equação para sua estimativa (von Sperling, 1999):

$$\upsilon = 0{,}325.T^{-0{,}450} \qquad (7.4)$$

(para T=10º a 30ºC, R^2 = 0,986)

Deve-se ressaltar que o número de dispersão **d** pode variar temporalmente, em uma mesma lagoa, em função da variação de condições ambientais, as quais afetam a hidrodinâmica da lagoa. Kellner & Pires (1998) ressaltam as limitações associadas à estimativa da dispersão na lagoa, as quais devem estar sempre presentes na interpretação de resultados operacionais.

No entanto, para efeito de projeto, há a necessidade de abordagem prática, o que conduz à utilização das fórmulas empíricas. A Tabela 7.12 apresenta as faixas de valores médios de **d** obtidos através da utilização das Equações 7.1 a 7.3. As equações de Agunwamba e Yanez fornecem resultados similares, para lagoas com comprimentos

superiores a 100 m. A equação de von Sperling é essencialmente uma simplificação da equação de Yanez, conduzindo a praticamente os mesmos valores.

Para estimar **d** pelas Equações 7.2 e 7.3, necessita-se do valor da relação comprimento/largura (L/B) da lagoa. O cálculo da relação L/B em uma lagoa com divisórias internas (chicanas) pode ser aproximado por meio de:

- *Divisórias paralelas à largura B:*

$$L/B = \frac{B}{L}(n+1)^2 \tag{7.4}$$

- *Divisórias paralelas ao comprimento L:*

$$L/B = \frac{L}{B}(n+1)^2 \tag{7.5}$$

em que:

L/B = relação comprimento/largura interna resultante na lagoa
L = comprimento da lagoa (m)
B = largura da lagoa (m)
n = número de divisórias internas

c) Determinação do coeficiente de decaimento de coliformes K_b segundo o regime de fluxo disperso

O coeficiente de decaimento dos coliformes (K_b) tem grande influência na estimativa da concentração efluente de coliformes. A literatura apresenta grande dispersão de dados a este respeito, com o complicador adicional de que os diferentes valores de K_b foram obtidos assumindo-se distintos regimes hidráulicos (nem sempre relatados). Além disso, tem-se a influência de fatores tais como concentração de oxigênio dissolvido, pH, radiação solar, cargas de DBO, além da configuração física da lagoa.

A profundidade exerce grande influência em K_b: lagoas mais rasas possuem maiores valores do coeficiente de decaimento bacteriano em razão dos seguintes aspectos: (a) maior atividade fotossintética ao longo da maior parte da profundidade, conduzindo a maiores valores de OD e pH; (b) maior penetração da radiação UV ao longo da maior parte da profundidade (Catunda *et al.*, 1994; van Haandel & Lettinga, 1994; von Sperling, 1999). No entanto, deve-se analisar o efeito combinado das lagoas mais rasas: K_b é maior, mas o tempo de detenção t é menor (para uma dada

área superficial). O impacto no produto K_b.t pode ser avaliado através das fórmulas apresentadas para os diferentes regimes hidráulicos.

Em lagoas de estabilização em locais de clima quente e tendência à estratificação, a camada anaeróbia no fundo desempenha papel negativo. O decaimento bacteriano em condições anaeróbias é inferior àquele em condições aeróbias. Portanto, em uma lagoa facultativa, a eficiência de remoção de coliformes no verão pode ser inferior à de um inverno suave, em que há predominância das condições aeróbias (Arceivala, 1981).

Em uma revisão da literatura internacional, von Sperling (1999) identificou valores de K_b variando de 0,2 a 43,6 d^{-1} (20°C), o que é uma faixa extremamente ampla e com pouca confiabilidade para projetos. Os maiores valores advêm do fato de que, caso se assuma o regime de mistura completa para uma lagoa que não se comporta, na prática, como mistura completa ideal, há a tendência de obter valores superestimados de K_b.

No âmbito do PROSAB, foi ampliada a base de dados de lagoas levantada por von Sperling (1999), passando-se a ter dados de **82** lagoas facultativas e de maturação no Brasil e no mundo (Argentina, Colômbia, Chile, Venezuela, México, Espanha, Bélgica, Marrocos e Palestina). As lagoas tinham diferentes volumes e configurações físicas, algumas sendo unidades piloto, mas a maioria em escala real. As lagoas representaram amplo espectro de condições operacionais, com a relação comprimento/largura (L/B) variando de 1 a 142 e o tempo de detenção, de 0,5 a 114 dias. Na maioria dos casos, a eficiência de remoção de coliformes baseou-se em médias geométricas de médio ou longo termo. O total de dados utilizados foi de 140.

No trabalho, foram analisados os regimes de mistura completa e de fluxo disperso. Observou-se que os valores do coeficiente K_b para fluxo disperso estavam relacionados com a profundidade da lagoa. Quanto menor a profundidade, maior o valor do coeficiente K_b. Como mencionado, a influência da menor profundidade resulta da maior penetração da energia luminosa em toda a massa d'água (maior fotossíntese, maior oxigênio dissolvido, maior pH), além da maior penetração da radiação ultravioleta, a qual é bactericida. Para o modelo de mistura completa, não se observou nenhuma relação significativa entre K_b e a profundidade e o tempo de detenção.

Determinou-se, através da análise de regressão não linear com os dados disponíveis, uma equação correlacionando K_b (fluxo disperso) com a profundidade:

$$K_b \text{ (disperso)} = 0{,}542.H^{-1{,}259} \qquad (20°C) \qquad (7.6)$$

O coeficiente de determinação foi razoável (R^2 = 0,505). Apesar de se saber, *a priori*, que um modelo com uma estrutura assim tão simples teria dificuldade em reproduzir a ampla diversidade de situações que ocorrem na prática, ele tem, por outro lado, a vantagem de depender apenas de uma variável que, em um projeto, é

conhecida de antemão (H). Outros modelos disponíveis na literatura são menos práticos, por dependerem de variáveis que não são conhecidas na etapa de projeto. A Figura 7.9 e a Tabela 7.8 mostram os valores de K_b e a curva de melhor ajuste. Apesar das limitações, o modelo conduziu a uma ótima previsão do logaritmo das concentrações efluentes de coliformes das 82 lagoas.

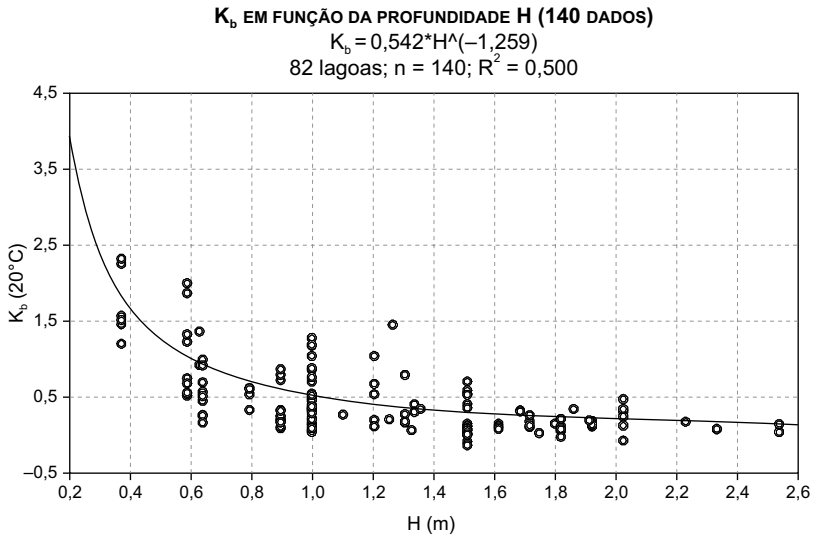



Figura 7.9 Análise da regressão (Equação 7.6) entre K_b (20°C, fluxo disperso) e a profundidade H das lagoas. Número de dispersão adotado como d=1/(L/B) – 140 dados de 82 lagoas facultativas e de maturação no Brasil e no mundo.

Tabela 7.8 Valores de K_b (fluxo disperso), obtidos segundo a Equação 7.6 ($K_b = 0,542.H^{-1,259}$), para lagoas facultativas e de maturação (20°C).

H (m)	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0	2,2	2,4
K_b (d^{-1})	0,72	0,54	0,43	0,35	0,30	0,26	0,23	0,20	0,18

Com os 140 dados das 82 lagoas facultativas e de maturação no mundo, testou-se ainda se a posição da lagoa na série teria alguma influência no valor do coeficiente K_b. Isso se deve ao fato de que lagoas primárias e eventualmente secundárias tendem a receber maior carga superficial de DBO, não estando, portanto, otimizadas para a produção de elevados valores de OD e pH, como as lagoas terciárias e subseqüentes. Ainda que não tenha sido detectada diferença estatisticamente significativa, caso se deseje um refinamento, os dados sugerem as seguintes correções nos valores obtidos pela Equação 8.6 ($K_b = 0,542.H^{-1,259}$):

- *Lagoas primárias e secundárias:* K_b de 5% a 15% menor que o valor da equação geral
- *Lagoas terciárias e subseqüentes:* K_b de 5% a 15% maior que o valor da equação geral

Muito embora a Equação 7.6 tenha sido obtida a partir de um grande número de lagoas distribuídas em várias partes do mundo, condições locais específicas podem sempre predominar e conduzir a diferentes valores de K_b. Por exemplo, locais com insolação bastante elevada são mais suscetíveis a ter maiores valores de K_b (maior radiação UV, maior fotossíntese, maior OD e maior pH). Como mencionado, a incorporação deste e de outros fatores na equação levaria a um modelo bastante sofisticado, necessitando de dados de entrada de difícil obtenção na prática.

O regime hidráulico idealizado de mistura completa

a) Aspectos gerais

Apesar das grandes vantagens amplamente reconhecidas para o modelo de fluxo disperso, admite-se que o modelo idealizado de mistura completa tem sido mais utilizado pelos projetistas. Lagoas que são relativamente quadradas ou não muito alongadas podem ser representadas segundo o modelo hidráulico de mistura completa. Na prática, a mistura completa não ocorre totalmente, o que justifica que se considere esse regime hidráulico como *idealizado*.

A equação básica do modelo de mistura completa está apresentada na Tabela 7.7. A Figura 7.10 ilustra as eficiências e o número de unidades logarítmicas removidas para diferentes valores do par adimensional $K_b.t$ e do número de células ideais de mistura completa em série. Na figura, observa-se a maior eficiência teórica do reator de fluxo em pistão ideal (número infinito de células). Elevadas eficiências de remoção, com tempos de detenção não excessivos, somente podem ser atingidas com um número de células em série superior a 3 ou 4.

b) O coeficiente de decaimento bacteriano K_b segundo o regime de mistura completa

Deve-se destacar que, em princípio, o coeficiente de decaimento não deveria variar com o modelo hidráulico, representando apenas o decaimento dos coliformes, de acordo com sua cinética (como determinado em um teste por batelada). No entanto, a inadequabilidade dos regimes hidráulicos idealizados para representar de forma perfeita as condições hidrodinâmicas da lagoa leva aos desvios que ocorrem na prática. Neste sentido, têm-se as seguintes situações:

- no regime de *mistura completa*, os coeficientes obtidos experimentalmente são *maiores* do que os determinados puramente segundo a cinética, pelo fato de que os reatores de mistura completa são menos eficientes;

- no regime de *fluxo em pistão*, os coeficientes obtidos experimentalmente são *menores* do que os determinados puramente segundo a cinética, pelo fato de que os reatores de fluxo em pistão são mais eficientes;
- no regime de *fluxo disperso*, os coeficientes devem se *aproximar* dos valores segundo a cinética, desde que o número de dispersão adotado para a lagoa esteja correto.

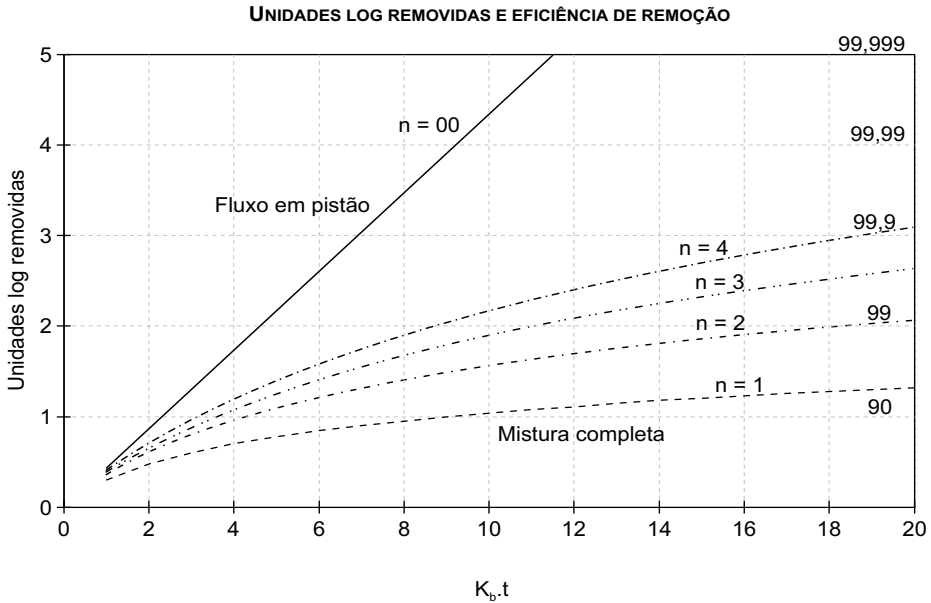



Figura 7.10 Eficiências de remoção de coliformes, para diferentes valores de K_b.t e do número de células em série, assumindo-se o regime hidráulico de mistura completa.

A Tabela 7.9 apresenta valores de K_b para o regime hidráulico de mistura completa, obtidos segundo metodologia proposta por von Sperling (2002a), para converter valores dos coeficientes segundo o modelo de fluxo disperso para o regime de mistura completa. Os valores de K_b para fluxo disperso foram obtidos segundo a Equação 7.6. Para que essa tabela tenha aplicação prática, os valores do número de dispersão d foram convertidos em valores de L/B, utilizando-se a Equação 8.3 [d=1/(L/B)].

A tabela apresenta apenas relações L/B até 4 pelo fato de, por uma questão conceitual, o ideal é que se use o modelo de fluxo disperso, uma vez que, na prática, sabe-se que lagoas alongadas não devem ser representadas pelo regime de mistura completa.

Tabela 7.9 Valores de K_b para mistura completa, à temperatura de 20°C, para distintos valores da profundidade H, da relação L/B e do tempo de detenção t, para lagoas facultativas e de maturação.

t (d)	H (m)	K_b mistura completa (d^{-1}) Relação L/B 1	2	3	4	t (d)	H (m)	K_b mistura completa (d^{-1}) Relação L/B 1	2	3	4
3	1,0	0,61	0,67	0,72	0,77	20	1,0	1,97	4,34	7,29	10,68
	1,5	0,34	0,36	0,37	0,38		1,5	0,51	0,82	1,19	1,63
	2,0	0,23	0,24	0,24	0,25		2,0	0,42	0,57	0,71	0,84
	2,5	0,17	0,18	0,18	0,18		2,5	0,26	0,33	0,39	0,45
5	1,0	0,72	0,86	0,99	1,12	25	1,0	3,34	7,99	13,76	20,40
	1,5	0,37	0,40	0,43	0,46		1,5	0,69	1,29	2,03	2,88
	2,0	0,24	0,25	0,27	0,28		2,0	0,31	0,45	0,62	0,82
	2,5	0,18	0,18	0,19	0,19		2,5	0,20	0,24	0,30	0,36
10	1,0	1,17	1,67	2,13	2,57	30	1,0	*	*	*	*
	1,5	0,48	0,59	0,70	0,81		1,5	0,95	1,99	3,28	4,76
	2,0	0,28	0,32	0,36	0,40		2,0	0,37	0,62	0,92	1,26
	2,5	0,20	0,21	0,23	0,25		2,5	0,22	0,30	0,39	0,51
15	1,0	1,86	2,90	3,87	4,78	40	1,0	*	*	*	*
	1,5	0,64	0,89	1,11	1,33		1,5	*	*	*	*
	2,0	0,34	0,43	0,51	0,59		2,0	0,57	1,15	1,87	2,69
	2,5	0,22	0,26	0,30	0,34		2,5	0,28	0,47	0,70	0,97

*Confiabilidade questionável na conversão dos coeficientes K_b de fluxo disperso para mistura completa.
Células hachuradas: valores mais usuais em lagoas facultativas e de maturação.

Com relação a **lagoas anaeróbias**, não há valores de K_b consolidados na literatura. Yanez (1993) cita valores entre 0,4 e 0,5 d^{-1}. No entanto, dados de lagoas anaeróbias em escala piloto, com baixo tempo de detenção hidráulica, em Campina Grande, PB (Pearson *et al.*, 1995, Oragui *et al.*, 1995), conduziram a valores de K_b bem superiores, da ordem de 2,0 d^{-1} (20°C). Conforme comentado, usualmente se adota eficiência global para as lagoas anaeróbias da ordem de 1 unidade logarítmica removida.

Resumo dos coeficientes de decaimento bacteriano K_b

Como resumo de todas estas considerações, a Tabela 7.10 apresenta as faixas de valores típicos resultantes do coeficiente K_b, para lagoas facultativas e de maturação, segundo os modelos hidráulicos de fluxo disperso e mistura completa. Observa-se que as faixas de K_b para fluxo disperso são bem mais estreitas do que as de mistura completa, indicando maior confiabilidade em sua estimativa.

Tabela 7.10 Resumo das faixas de valores típicos de K_b (20°C) para lagoas facultativas e de maturação, segundo os modelos de fluxo disperso e mistura completa.

Tipo de lagoa	Tempo de detenção t (d)	Profundidade H (m)	Relação L/B	K_b fluxo disperso (d^{-1})	K_b mistura completa (d^{-1})
Facultativa	10 a 20 20 a 40	1,5 a 2,0	2 a 4	0,2 a 0,3	0,4 a 1,6 1,6 a 5,0
Maturação (sem chicanas, lagoas em série)	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,0	1 a 3	0,4 a 0,7	0,6 a 1,2
Maturação (com chicanas, lagoa única)	10 a 20	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado*
Maturação (com chicanas, lagoa em série)	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado*

Maiores valores de K_b: associados a menores t, menores H e maiores L/B.
*Em lagoas com chicanas, sugere-se a adoção do modelo de fluxo disperso (não se recomenda o modelo de mistura completa).

Para outras temperaturas, diferentes de 20°C, K_b pode ser corrigido através da fórmula:

$$K_{bT} = K_{b20} . \theta^{(T-20)} \qquad (7.7)$$

em que:

θ = coeficiente de temperatura

Também os valores de θ variam, segundo a literatura. Os valores extremos (θ=1,19) foram reportados por Marais (1974). Segundo Yanez (1993), no entanto, estes valores estão superestimados, e os valores de θ a serem adotados devem estar na faixa de **1,07** (7% de aumento em K_b para o aumento de cada 1ºC na temperatura).

Critérios de projeto para a remoção de coliformes em lagoas de estabilização

Os principais parâmetros de projeto e coeficientes de sistemas de lagoas de estabilização estão resumidos nas Tabelas 7.11 e 7.12. Alguns parâmetros, como as taxas de aplicação, são apresentados a título de complementação, uma vez que dizem respeito à utilização das lagoas para remoção de DBO e, por este motivo, não são discutidos aqui. O presente item discorre apenas sobre os principais parâmetros de projeto de relevância para o dimensionamento de sistemas objetivando a remoção de coliformes.

Tabela 7.11 Principais parâmetros de projeto de lagoas de estabilização.

Parâmetro de projeto	**Lagoas anaeróbias**	**Lagoas facultativas primárias**	**Lagoas facultativas secundárias**	**Lagoas de maturação ou de polimento**	
				Lagoas em série	**Lagoas chicaneadas****
Tempo de detenção t (d)	3-6	15-45	10-30	10-20*	10-20*
Taxa de aplicação superficial L_S ($kgDBO_5/ha.d$)	–	100-350	100-350	–	–
Taxa de aplicação volumétrica L_V ($kgDBO_5/m^3.d$)	0,10-0,35	–	–	–	–
Profundidade H (m)	3,0-5,0	1,5-2,0	1,5-2,0	0,6-1,0	0,6-1,0
Relação L/B (comprimento/largura) usual	1-3	2-5	3-8	1-3	> 10
Número de lagoas em série	1	1	1	2-5	1
Área per capita requerida (m^2/hab)	0,1-0,2	2,0-4,0	1,5-3,0	1,5-2,5	1,5-2,5

* Tempo de detenção total da série de lagoas.

** As lagoas chicaneadas ou alongadas podem ser únicas ou em série.

Tabela 7.12 Principais relações e coeficientes utilizados na estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização.

Parâmetro de projeto	Lagoas anaeróbias	Lagoas facultativas primárias	Lagoas facultativas secundárias	Lagoas de maturação	Lagos de polimento
Coef. decaim. colif. K_b (mist. compl.) (20ºC) (d^{-1})	–	0,4-5,0	0,4-5,0	0,6-1,2 (a)	0,6-1,2 (a)
Coef. temperatura θ (mist. completa)	–	1,07	1,07	1,07	1,07
Coef. decaim. colif. K_b (fluxo disp.) (20ºC) (d^{-1})	–	0,2-0,3	0,2-0,3	0,4-0,7	0,4-0,7
Coef. temperatura θ (fluxo disp.)	–	1,07	1,07	1,07	1,07
Número de dispersão d (L/B = 1)	–	–	–	0,4-1,1	0,4-1,1
Número de dispersão d (L/B = 2 a 4)	–	0,1-0,7	0,1-0,7	0,1-0,5	0,1-0,5
Número de dispersão d (L/B $\geq$ 5)	–	–	–	0,07-0,23	0,07-0,23

Observação: os coeficientes e relações encontram-se explicados no texto.
(a) Coeficiente Kb (mistura completa) para lagoas de maturação: valor apresentado destina-se a lagoas em série (lagoas chicaneadas não são bem representadas pelo regime de mistura completa).

A necessidade de elevadas eficiências de remoção de coliformes faz com que o regime hidráulico a ser adotado para as lagoas de maturação e polimento seja tal que favoreça esse requisito. Assim sendo, conforme já mencionado, as lagoas de maturação e polimento devem ser projetadas segundo uma das seguintes configurações:

- *lagoa com chicanas* (percurso predominantemente longitudinal, que pode ser alcançado numa lagoa com chicanas através de defletores que forcem um percurso em zigue-zague)
- *células em série* (preferencialmente três ou mais)

Os principais parâmetros de projeto de lagoas que objetivam a remoção de coliformes são:

- tempo de detenção hidráulica (t ou θ_h)
- profundidade da lagoa (H)
- número de lagoas (n)
- relação comprimento/largura (L/B)

De forma a permitir uma análise preliminar do projetista em relação a esses parâmetros, a Tabela 7.13 (temperatura de 20°C) e a Tabela 7.14 (temperatura de 25°C) apresentam as eficiências de remoção de coliformes que podem ser obtidas em uma lagoa única, para distintos valores de t, H e L/B. As eficiências de remoção estão listadas como unidades logarítmicas removidas. As tabelas foram elaboradas segundo a metodologia proposta para fluxo disperso – Equação 7.6 para K_b, Equação 7.3 para d e fórmulas da Tabela 7.9. A Tabela 7.14 foi elaborada corrigindo-se o coeficiente K_b para T=25°C, usando-se o coeficiente de temperatura $\theta = 1,07$. Objetivando aumentar a aplicabilidade das tabelas, estas englobam profundidades e tempos de detenção típicos, não apenas de lagoas de maturação, mas também de lagoas facultativas.

A **eficiência de remoção global** em um sistema composto por uma série de lagoas com *dimensões e características diferentes* é dada por:

$$E = 1 - [\ (1 - E_1) \times (1 - E_2) \times ... \times (1 - E_n)\ ] \quad (7.8)$$

em que:

E = eficiência de remoção global
E_1 = eficiência de remoção na lagoa 1
E_2 = eficiência de remoção na lagoa 2
E_n = eficiência de remoção na lagoa n

Nesta equação, todas as eficiências de remoção estão expressas como números relativos, e não como porcentagens (por exemplo, 0,9% e não 90%)

No caso de as lagoas terem as *mesmas dimensões e características*, a fórmula é simplificada para:

$$E = 1 - (1 - E_n)^n \quad (7.9)$$

em que:

E = eficiência de remoção global
E_n = eficiência de remoção em qualquer lagoa da série
n = número de lagoas em série

Nessa equação, todas as eficiências de remoção estão expressas como números relativos, e não como porcentagens (por exemplo, 0,9% e não 90%).

Tabela 7.13 Eficiências de remoção de coliformes em lagoas facultativas e de maturação, expressas em termos de unidades logarítmicas removidas, para distintos valores do tempo de detenção hidráulica t, profundidade H e relação L/B (fluxo disperso). Temperatura = **20ºC.**

t (d)	H (m)	Unidades log removidas							
		Relação L/B							
		1	2	3	4	6	8	10	12
3	1,0	0,48	0,51	0,54	0,56	0,59	0,61	0,62	0,63
	1,5	0,32	0,34	0,35	0,36	0,38	0,38	0,39	0,39
	2,0	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,28	0,28
	2,5	0,19	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,21	0,21
5	1,0	0,68	0,75	0,81	0,85	0,91	0,95	0,97	1,00
	1,5	0,48	0,51	0,54	0,56	0,59	0,61	0,62	0,63
	2,0	0,36	0,39	0,40	0,41	0,43	0,44	0,45	0,45
	2,5	0,29	0,31	0,32	0,32	0,33	0,34	0,35	0,35
10	1,0	1,05	1,21	1,33	1,42	1,55	1,65	1,72	1,78
	1,5	0,77	0,86	0,92	0,98	1,05	1,10	1,14	1,17
	2,0	0,60	0,66	0,70	0,74	0,78	0,81	0,84	0,85
	2,5	0,49	0,54	0,56	0,59	0,62	0,64	0,65	0,66
15	1,0	1,34	1,57	1,74	1,88	2,08	2,24	2,35	2,45
	1,5	0,99	1,13	1,24	1,32	1,44	1,52	1,59	1,64
	2,0	0,79	0,89	0,95	1,01	1,09	1,14	1,18	1,21
	2,5	0,66	0,72	0,77	0,81	0,87	0,90	0,93	0,95

Tabela 7.13 *Continuação.*

t (d)	H (m)	Unidades log removidas							
		Relação L/B							
		1	**2**	**3**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12**
20	1,0	1,57	1,87	2,09	2,27	2,54	2,75	2,91	3,04
	1,5	1,17	1,36	1,50	1,61	1,78	1,90	1,99	2,06
	2,0	0,95	1,08	1,17	1,25	1,36	1,43	1,49	1,54
	2,5	0,79	0,89	0,96	1,01	1,09	1,15	1,19	1,22
25	1,0	1,77	2,13	2,40	2,62	2,95	3,21	3,41	3,58
	1,5	1,34	1,57	1,74	1,88	2,08	2,24	2,36	2,45
	2,0	1,08	1,25	1,37	1,46	1,60	1,71	1,78	1,85
	2,5	0,91	1,04	1,13	1,20	1,30	1,37	1,43	1,47
30	1,0	1,95	2,37	2,68	2,94	3,33	3,63	3,87	4,08
	1,5	1,48	1,76	1,96	2,12	2,37	2,55	2,70	2,82
	2,0	1,20	1,40	1,55	1,66	1,83	1,96	2,06	2,13
	2,5	1,02	1,17	1,28	1,36	1,49	1,58	1,65	1,71
40	1,0	2,27	2,79	3,18	3,50	4,00	4,38	4,70	4,97
	1,5	1,73	2,08	2,34	2,55	2,87	3,12	3,32	3,48
	2,0	1,42	1,68	1,87	2,02	2,25	2,42	2,55	2,66
	2,5	1,21	1,41	1,55	1,67	1,84	1,97	2,07	2,14

K_b (disperso) = $0{,}542.H^{-1{,}259}$ d = 1/(L/B)
Unid.log.remov. = $-\log_{10}$ (1 – Eficiência/100)
Eficiência (%) = $100.(N_o - N)/N_o = 100.(1 - 10^{-\text{unid.log.remov}})$
Unidades logarítmicas removidas em sistema de lagoas em série = soma das unidades log removidas em cada lagoa da série.

Tabela 7.14 Eficiências de remoção de coliformes em lagoas facultativas e de maturação, expressas em termos de unidades logarítmicas removidas, para distintos valores do tempo de detenção hidráulica t, profundidade H e relação L/B (fluxo disperso). Temperatura = **25ºC.**

t (d)	H (m)	Unidades log removidas							
		Relação L/B							
		1	2	3	4	6	8	10	12
3	1,0	0,61	0,66	0,71	0,74	0,79	0,82	0,84	0,86
	1,5	0,42	0,45	0,47	0,49	0,51	0,52	0,53	0,54
	2,0	0,32	0,33	0,35	0,36	0,37	0,38	0,38	0,39
	2,5	0,25	0,26	0,27	0,28	0,29	0,29	0,29	0,30
5	1,0	0,85	0,96	1,04	1,10	1,19	1,25	1,29	1,33
	1,5	0,61	0,67	0,71	0,74	0,79	0,82	0,84	0,86
	2,0	0,47	0,51	0,53	0,55	0,58	0,60	0,61	0,62
	2,5	0,38	0,40	0,42	0,43	0,45	0,46	0,47	0,48
10	1,0	1,29	1,51	1,67	1,79	1,99	2,13	2,24	2,33
	1,5	0,95	1,08	1,18	1,25	1,36	1,44	1,50	1,55
	2,0	0,76	0,84	0,91	0,96	1,03	1,08	1,12	1,14
	2,5	0,63	0,69	0,74	0,77	0,82	0,85	0,88	0,90
15	1,0	1,61	1,93	2,16	2,35	2,63	2,85	3,02	3,16
	1,5	1,21	1,41	1,56	1,67	1,84	1,97	2,07	2,15
	2,0	0,98	1,11	1,22	1,29	1,41	1,49	1,56	1,61
	2,5	0,82	0,92	1,00	1,05	1,14	1,19	1,24	1,27

Tabela 7.14 *Continuação.*

t (d)	H (m)	Unidades log removidas							
		Relação L/B							
		1	2	3	4	6	8	10	12
20	1,0	1,88	2,28	2,58	2,82	3,18	3,47	3,70	3,89
	1,5	1,43	1,69	1,88	2,03	2,26	2,43	2,57	2,68
	2,0	1,16	1,34	1,48	1,59	1,75	1,86	1,95	2,02
	2,5	0,98	1,12	1,22	1,30	1,42	1,50	1,56	1,61
25	1,0	2,12	2,59	2,95	3,23	3,68	4,02	4,30	4,54
	1,5	1,61	1,93	2,16	2,35	2,63	2,85	3,02	3,16
	2,0	1,32	1,55	1,71	1,85	2,05	2,20	2,31	2,41
	2,5	1,12	1,29	1,42	1,52	1,67	1,78	1,87	1,93
30	1,0	2,33	2,87	3,28	3,61	4,13	4,53	4,86	5,14
	1,5	1,78	2,15	2,42	2,64	2,97	3,23	3,44	3,61
	2,0	1,46	1,73	1,93	2,09	2,33	2,51	2,65	2,77
	2,5	1,25	1,45	1,61	1,73	1,91	2,04	2,15	2,23
40	1,0	2,70	3,37	3,87	4,28	4,92	5,44	5,86	6,22
	1,5	2,07	2,53	2,88	3,15	3,58	3,92	4,19	4,42
	2,0	1,71	2,06	2,31	2,51	2,83	3,07	3,26	3,42
	2,5	1,47	1,74	1,94	2,10	2,34	2,52	2,66	2,78

K_b (disperso) = $0{,}542.H^{-1{,}259}$ d = 1/(L/B)
Unid. log. remov. = $-\log_{10}$ (1 – Eficiência/100)
Eficiência (%) = $100.(N_o - N)/N_o = 100.(1 - 10^{-\text{unid.log.remov}})$
Unidades logarítmicas removidas em sistema de lagoas em série = soma das unidades log removidas em cada lagoa da série.

Se as eficiências de remoção estiverem expressas como *unidades logarítmicas removidas*, a remoção global é dada pela soma das eficiências individuais em cada lagoa, independentemente das dimensões e características serem as mesmas ou não:

$$\text{unidades log} = (\text{unidades log lagoa 1}) + (\text{unidades log lagoa 2}) + \ldots + (\text{unidades log lagoa n}) \quad (7.10)$$

em que:

unidades log = unidades logarítmicas removidas no sistema como um todo

unidades log lagoa 1 = unidades logarítmicas removidas na lagoa 1

unidades log lagoa 2 = unidades logarítmicas removidas na lagoa 2

unidades log lagoa n = unidades logarítmicas removidas na lagoa n

Com relação à **profundidade**, as *lagoas de maturação* são usualmente projetadas com baixas profundidades, de forma a maximizar a fotossíntese e os efeitos bactericidas da radiação UV. Valores recomendados são:

- Profundidade H: 0,6 a 1,0 m

As pesquisas do PROSAB têm demonstrado excelentes eficiências de remoção (elevados valores de K_b), ao utilizar lagoas bastante rasas, com profundidades em torno de 0,40 m a 0,60 m. No entanto, deve-se investigar ainda a possibilidade de crescimento de vegetais enraizados no fundo dessas lagoas rasas, bem como um mais rápido enchimento pelo lodo, que poderiam se constituir em possíveis problemas operacionais negativos. Em razão da baixa profundidade das lagoas de maturação, a introdução de chicanas é facilitada. As chicanas podem ser construídas com taludes, com madeira, com muros de concreto pré-moldado ou com lona ou membranas plásticas apoiadas em estruturas como cercas internas.

Ao se dimensionar as lagoas de maturação ou de polimento, deve ser levada em consideração nos cálculos a prévia remoção de coliformes nas unidades de montante (por exemplo, lagoas anaeróbias, reatores anaeróbios, lagoas facultativas). A remoção de coliformes nas lagoas facultativas pode ser estimada seguindo a metodologia apresentada neste capítulo. A remoção de coliformes em lagoas anaeróbias e reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) pode ser adotada, para efeito de projeto, como 90% (1 unidade logarítmica removida).

Experiência do PROSAB na avaliação da remoção de coliformes em lagoas de polimento

As lagoas de polimento são ainda recentes no Brasil. Por esse motivo, e em consonância com os próprios objetivos iniciais de investigar diversos sistemas, em

especial aqueles que englobem reatores anaeróbios, o PROSAB empreendeu análise aprofundada do comportamento de lagoas de polimento. Os aspectos de remoção de matéria orgânica e nutrientes estão enfocados no livro *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*, no capítulo específico sobre pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento (Cavalcanti *et al.*, 2001). O capítulo aborda também a remoção de coliformes e ovos de helmintos, à luz dos dados disponíveis até então.

Como parte dessa nova etapa do PROSAB, houve grande esforço no sentido de ampliar a base de dados de lagoas de polimento, aprofundando-se na avaliação da remoção dos principais organismos indicadores (*E. coli* e ovos de helmintos).

Aqui discorrem-se as eficiências típicas de remoção e os coeficientes de decaimento bacteriano K_b obtidos.

a) Lagoas investigadas

No âmbito do atual PROSAB 3, foram analisados os sistemas apresentados na Tabela 7.15, todos incluindo lagoas de polimento.

Tabela 7.15 Sistemas de lagoas monitorados no PROSAB.

Instituição local	Escala	Sistema	Número de lagoas em série	TDH em cada lagoa (d)	TDH total (d)	Profundidade H (m)
UFPE (ETE Mangueira)	Real	UASB – Lag. Polim	1	3,6	3,6	1,50
UFV (Viçosa, MG)	Piloto	UASB – Lag. Polim	3	7,1-9,4	21,3-28,2	0,90
UFMG (Itabira, MG)	Real	UASB – Lag. Polim	1	20,9	20,9	2,00
UFMG (Itabira, MG)	Piloto	UASB – Lag. Polim	2	4,6-2,9	9,2-5,8	0,60-0,40
UFMG (Arrudas, MG)	Demonst	UASB – Lag. Polim	4	2,0-3,3	8,0	0,65-0,40

Os dados desses sistemas são apresentados de forma detalhada aqui. Posteriormente, ao estimar os valores do coeficiente K_b, foram incluídos também dados do PROSAB Edital 2 (cinco lagoas piloto em série da UFCG em Campina Grande, PB, e 2 lagoas piloto em paralelo da UFMG, em Itabira, MG). Os dados completos das lagoas de polimento analisadas como parte do PROSAB encontram-se na Tabela 7.16.

b) Remoção de *E. coli* ao longo dos sistemas de tratamento

A Figura 7.11 apresenta os gráficos *box-plot* dos valores de *E. coli* ao longo da série de lagoas, em cada uma das ETEs investigadas em mais detalhes no PROSAB Edital 3. Deve-se notar que as duas lagoas em escala real (UFPE – Mangueiras e UFMG – Itabira) são lagoas únicas, não podendo ser observado, naturalmente, o decaimento ao longo da série. Observa-se, nos sistemas que possuem lagoas em série, a grande eficiência global de remoção de coliformes.

O valor médio global de unidades logarítmicas removidas em cada sistema é apresentado na Figura 7.12. Confirmando as expectativas teóricas relatadas neste capítulo, os sistemas em série conduzem a uma eficiência global bem superior aos sistemas com lagoas únicas.

De fato, os sistemas em série investigados alcançaram excelentes eficiências de remoção de *E. coli* (entre 3,9 e 4,8 unidades log removidas). Naturalmente, deve-se lembrar que a presente análise não leva em consideração o tempo de detenção hidráulica no sistema, bem como a temperatura média do líquido. Esta análise mais aprofundada é feita por meio do cálculo do coeficiente K_b, o qual engloba, implicitamente, todos esses fatores.

Apenas os sistemas com altas eficiências (acima de 4 unidades log removidas) propiciaram atendimento elevado (acima de 75%) às diretrizes da OMS para irrigação irrestrita ($\leq$ 1000 coliformes termotolerantes por 100 ml). Por simplicidade, nesta análise, considera-se a *E. coli* como equivalente aos coliformes termotolerantes.

Em termos do **reator UASB** individualmente, as eficiências de remoção (unidades log e porcentagem) nos sistemas monitorados foram: UFV real: 0,6 (75%); Itabira real: 1,4 (96%); Itabira piloto: 1,2 (94%); Arrudas piloto: 0,7 (80%); UFCG piloto: 0,2 (37%); e UFPE real: 0,9 (87%). Possíveis dados para projeto poderiam situar-se entre **80% e 90%** de remoção.

Tabela 7.16 Dados das lagoas de polimento monitoradas no âmbito do PROSAB.

Instituição	Lagoa	Período	Pos.na série	L (m)	B (m)	Área (ha)	H (m)	Q (m^3/d)	t (d)	L/B	Latitude (graus) (+=N;-=S)	Temp. do líquido (°C)	Indicador	No (entrada) (CF/100 ml)	Coliformes N (saida) (CF/100 ml)	Eficiência coli
UFCG	Lag.1 - Campina Grande	Anterior	2	10,00	1,00	0,001	0,65	2,16	3,0	10,0	-7	26	CF	2,40E+06	4,30E+05	0,8208
	Lag.2 - Campina Grande	Prosab 2	3	10,00	1,00	0,001	0,65	2,16	3,0	10,0	-7	26		4,30E+05	8,00E+04	0,8140
	Lag.3 - Campina Grande		4	10,00	1,00	0,001	0,65	2,16	3,0	10,0	-7	26		8,00E+04	7,70E+03	0,9038
	Lag.4 - Campina Grande		5	10,00	1,00	0,001	0,65	2,16	3,0	10,0	-7	26		7,70E+03	5,00E+02	0,9351
	Lag.1 - Campina Grande		2	10,00	1,00	0,001	0,65	6,48	1,0	10,0	-7	26		2,30E+07	4,70E+06	0,7957
	Lag.2 - Campina Grande		3	10,00	1,00	0,001	0,65	6,48	1,0	10,0	-7	26		4,70E+06	2,90E+06	0,3830
	Lag.3 - Campina Grande		4	10,00	1,00	0,001	0,65	6,48	1,0	10,0	-7	26		2,90E+06	1,10E+06	0,6207
	Lag.4 - Campina Grande		5	10,00	1,00	0,001	0,65	6,48	1,0	10,0	-7	26		1,10E+06	3,30E+05	0,7000
	Lag.5 - Campina Grande		6	10,00	1,00	0,001	0,65	6,48	1,0	10,0	-7	26		3,30E+05	7,50E+04	0,7727
	Lag.1 - Campina Grande	Prosab 3	2	10,00	1,00	0,001	0,65	4,64	1,4	10,0	-7	28		8,91E+06	2,76E+06	0,6902
	Lag.2 - Campina Grande	jan-jun 2002	3	10,00	1,00	0,001	0,65	4,64	1,4	10,0	-7	28		2,76E+06	3,97E+05	0,8562
	Lag.3 - Campina Grande		4	10,00	1,00	0,001	0,65	4,64	1,4	10,0	-7	28		3,97E+05	7,16E+04	0,8196
	Lag.4 - Campina Grande		5	10,00	1,00	0,001	0,65	4,64	1,4	10,0	-7	28		7,16E+04	7,74E+03	0,8919
	Lag.5 - Campina Grande		6	10,00	1,00	0,001	0,65	4,64	1,4	10,0	-7	28		7,74E+03	1,98E+03	0,7442
UFPE	Lagoa polimento	Prosab 3	2	147,00	44,00	0,647	1,50	2678,00	3,6	3,3	-8	29	*E. coli*	3,58E+06	1,39E+05	0,9612
UFV	Lag. pol. 1	Prosab 3	2	5,60	2,80	0,002	0,90	1,50	9,4	2,0	-21	26	*E. coli*	2,59E+06	8,59E+04	0,9668
	Lag. pol. 2	out 01 a abr 02	3	5,60	2,80	0,002	0,90	1,50	9,4	2,0	-21	26		8,59E+04	1,86E+03	0,9783
	Lag. pol. 3		4	5,60	2,80	0,002	0,90	1,50	9,4	2,0	-21	26		1,86E+03	1,56E+01	0,9916
	Lag. pol. 1	Prosab 3	2	5,60	2,80	0,002	0,90	2,00	7,1	2,0	-21	21		2,78E+06	1,62E+05	0,9418
	Lag. pol. 2	mai-nov 02	3	5,60	2,80	0,002	0,90	2,00	7,1	2,0	-21	21		1,62E+05	3,05E+03	0,9812
	Lag. pol. 3		4	5,60	2,80	0,002	0,90	2,00	7,1	2,0	-21	21		3,05E+03	1,59E+02	0,9479
UFMG	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 1	Anterior	2	8,00	4,00	0,003	1,00	4,00	8,0	2,0	-20	17	E. coli	6,94E+07	1,38E+06	0,9801
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 1	Prosab 2	2	32,00	1,00	0,003	1,00	4,00	8,0	32,0	-20	17		6,94E+07	3,22E+05	0,9954
	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 2		2	8,00	4,00	0,003	1,00	6,50	4,9	2,0	-20	23		1,78E+08	4,54E+06	0,9745
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 2		2	20,00	1,60	0,003	1,00	6,40	5,0	12,5	-20	23		1,78E+08	5,74E+06	0,9678
	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 3		2	8,00	4,00	0,003	1,00	4,40	7,3	2,0	-20	23		4,11E+07	7,94E+05	0,9807
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 3		2	20,00	1,60	0,003	1,00	4,90	6,5	12,5	-20	24		4,11E+07	1,02E+06	0,9752
	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 4		2	8,00	4,00	0,003	0,60	2,17	8,8	2,0	-20	26		1,16E+08	5,66E+04	0,9995
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 4		2	20,00	1,60	0,003	0,60	2,02	9,5	12,5	-20	25		1,16E+08	1,34E+05	0,9988
	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 1	Prosab 3	2	8,00	4,00	0,003	0,60	4,40	4,4	2,0	-20	23	E. coli	2,29E+07	3,17E+05	0,9862
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 1	set 01 a fev 02	3	20,00	1,60	0,003	0,60	3,90	4,9	12,5	-20	23		3,17E+05	9,00E+03	0,9716
	Lag. Itabira sem chicanas - Fase 2		2	8,00	4,00	0,003	0,40	4,50	2,8	2,0	-20	25		1,18E+07	2,37E+04	0,9980
	Lag. Itabira com chicanas - Fase 2		3	20,00	1,60	0,003	0,40	4,40	2,9	12,5	-20	25		2,37E+04	1,83E+02	0,9923
	Lag. pol. Arrudas 1	Prosab 3	2	26,00	6,25	0,016	0,60	30,00	3,3	4,2	-20	20	E. coli	2,03E+07	9,46E+05	0,9534
	Lag. pol. Arrudas 2	set 02 a nov 02	3	26,00	6,25	0,016	0,55	30,00	3,0	4,2	-20	20		9,46E+05	2,26E+04	0,9761
	Lag. pol. Arrudas 3		4	26,00	6,25	0,016	0,40	30,00	2,2	4,2	-20	20		2,26E+04	9,47E+02	0,9581
	Lag. facul. Real Itabira	Prosab 3 jul-dez 01	2	200,00	50,00	1,000	2,00	955,00	20,9	4,0	-20	23	E. coli	1,77E+07	1,98E+04	0,9989

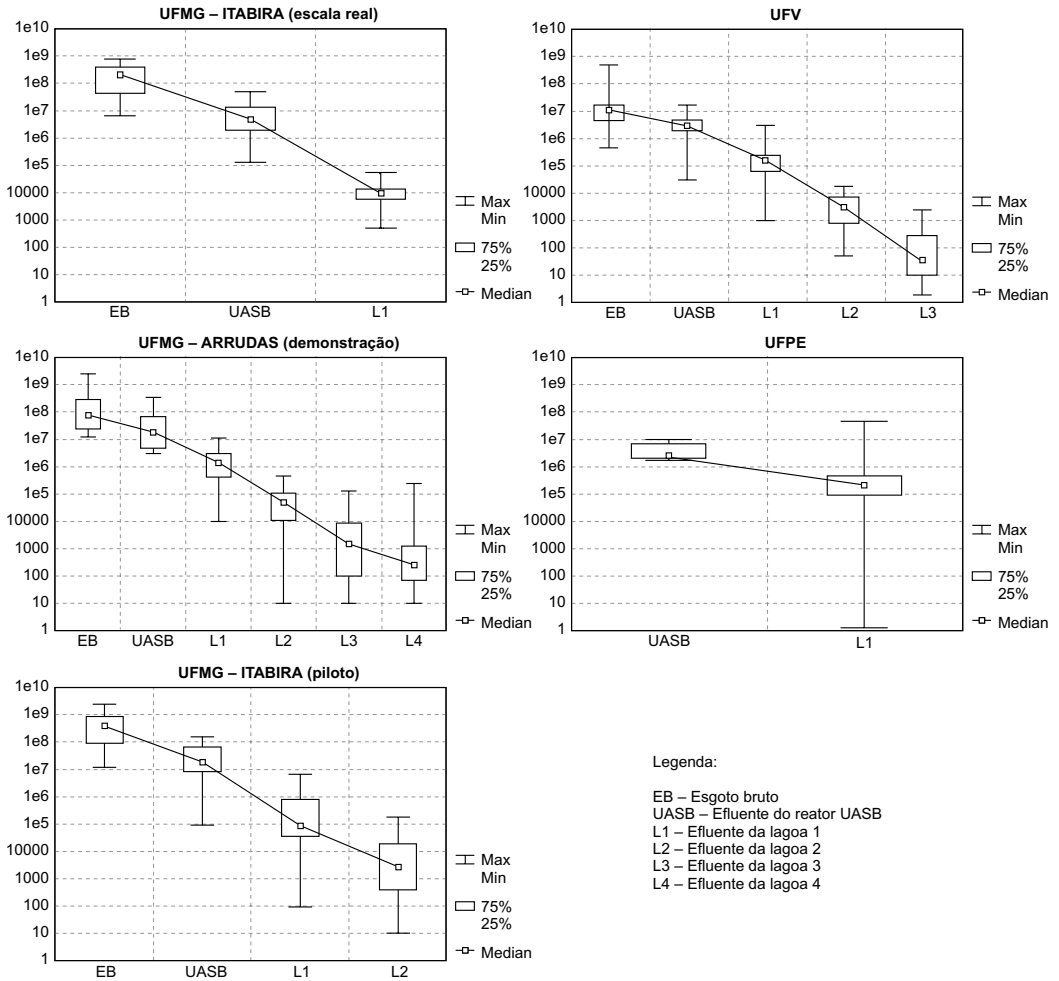



Figura 7.11 Gráficos *box-plot* das concentrações de *E. coli* ao longo dos sistemas de tratamento de esgotos investigados no PROSAB.

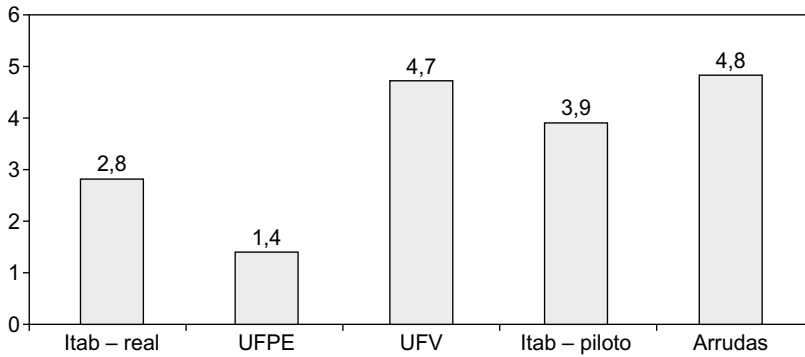



Figura 7.12 Valores médios das unidades logarítmicas totais removidas em cada um dos sistemas investigados (Itabira real: UASB + 1 lagoa; UFPE: UASB + 1 lagoa; UFV: UASB + 3 lagoas em série; Itabira piloto: UASB + 2 lagoas em série; Arrudas: UASB + 4 lagoas em série).

c) Determinação do coeficiente de remoção bacteriana K_b

Tendo por base todas as lagoas de polimento listadas na Tabela 7.16 (17 lagoas, 37 dados, cada um representando médias de longo termo), determinou-se o coeficiente K_b para fluxo disperso, a 20º C. A metodologia de cálculo utilizada foi a descrita na seção *A influência do regime hidráulico*, com a Equação 7.3 para a determinação do número de dispersão d e as fórmulas da Tabela 7.9 para a estimativa da concentração efluente de coliformes.

A Figura 7.13 apresenta os valores de K_b obtidos, comparados com os advindos da aplicação da equação geral (Equação 7.6, baseada nas 82 lagoas no mundo). Observa-se que os valores experimentais de K_b seguem a tendência de aumentar com a diminuição da profundidade da lagoa. Os valores estimados reproduzem razoavelmente bem a faixa média dos valores observados. A observação visual do gráfico sugere que *a maioria das lagoas de polimento investigadas conduz a valores de K_b superiores aos alcançados nas lagoas facultativas e de maturação, que deram base à equação geral utilizada* (Equação 7.6). No entanto, um grupo de lagoas de polimento com 0,65 m de profundidade apresentou valores de K_b abaixo do valor estimado. Por este motivo, uma equação específica para este conjunto de 17 lagoas de polimento produziria uma curva de ajuste bastante similar à da equação geral, como de fato foi verificado.

A Figura 7.14 confronta os valores de *E. coli* efluentes observados e estimados segundo a equação geral. Apesar do comentado ajuste visual apenas razoável para o coeficiente K_b (Figura 7.13), observa-se ótimo ajuste dos valores de *E. coli* efluentes, endossado pelo elevado valor do coeficiente de determinação (R^2 = 0,877).

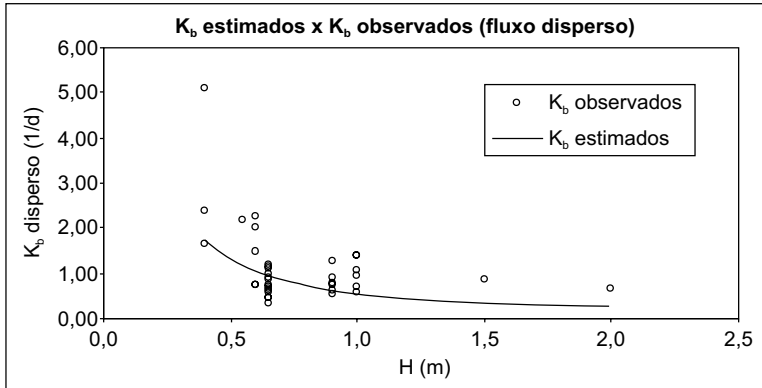



Figura 7.13 Valores de K_b (20°C) observados nas 17 lagoas de polimento monitoradas (34 dados) e estimados segundo a Equação 7.6 para fluxo disperso (com d=1/(L/B)).

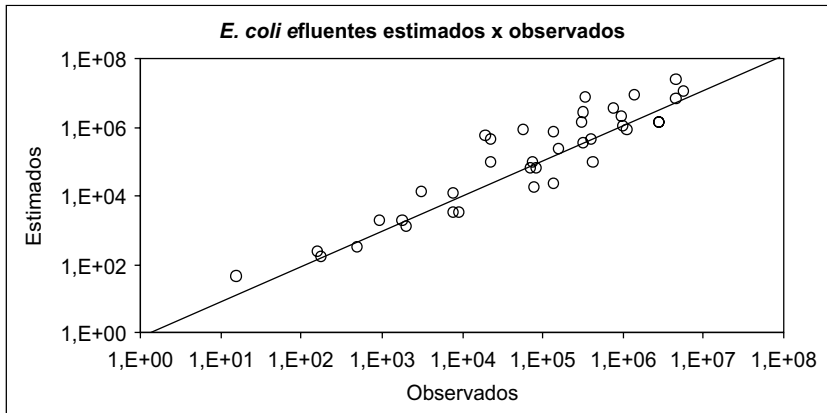



Figura 7.14 Valores de *E. coli* efluentes (NMP/100 ml) observados nas 17 lagoas de polimento (37 dados) e estimados segundo as Equações 7.3 e 7.6 (R^2 = 0,877).

Remoção de ovos de helmintos

Introdução

Ovos de helmintos e cistos de protozoários são removidos em lagoas de estabilização por sedimentação. Por conseguinte e como já destacado, bactérias do grupo coliforme não são indicadores adequados da remoção destes organismos. De fato, nenhum dos organismos usualmente empregados como indicadores de contaminação fecal cumpre o papel de indicador da remoção de protozoários e

helmintos em lagoas de estabilização, não restando outra alternativa que o monitoramento dos organismos patogênicos propriamente ditos. Entretanto, a remoção de ovos de helmintos (nematóides intestinais humanos – *Ascaris, Trichuris, Necator* e *Ancylostoma*), com base em suas características de sedimentação, tem sido aceita como indicadora da remoção dos demais "organismos sedimentáveis", incluindo cistos de protozoários (por exemplo, *Entamoeba*, *Giardia* e *Cryptosporidium*) (WHO, 1989). Neste caso, um organismo patogênico assume o papel de indicador da remoção dos demais patógenos cujo mecanismo de remoção nas lagoas seja similar – a sedimentação. Embora esta abordagem tenha ganhado ampla aplicação em todo o mundo, mais recentemente começa a ser questionada , principalmente no que diz respeito à remoção de protozoários (Grimason *et al.*, 1996; Stott *et al.*, 1997).

A remoção de ovos de helmintos ocorre em grande parte nas lagoas anaeróbias e facultativas. Caso ainda haja ovos remanescentes no efluente, haverá sedimentação adicional nas lagoas de maturação. Nas recomendações originais da OMS para irrigação, admitia-se que 8-10 dias de tempo de detenção eram suficientes para o atendimento às diretrizes para irrigação de ≤ 1 ovo/litro (WHO,1989). Neste aspecto, a literatura tem registrado informações contraditórias, com posicionamentos que dão suporte ao entendimento da OMS (Arceivala, 1981; Bastos *et al.*, 1998) e outros que consideram esse tempo insuficiente (Grimason *et al.* 1995a; Saqar & Pescod, 1995). Se houver a necessidade do cumprimento às diretrizes de ovos de helmintos da OMS para irrigação restrita e irrestrita (≤ 1 ovo/litro), pode-se considerar que o sistema de lagoas deve produzir um efluente que contém freqüentemente zero ovos por litro. Os dados do PROSAB, apresentados neste item, dão suporte a este ponto. Por outro lado, pode-se dizer que o cumprimento às diretrizes bacteriológicas da OMS para irrigação irrestrita (≤ 1.000 CF /100 ml) automaticamente implica o atendimento ao padrão de ovos de helmintos, dada a grande diferença dos tempos de detenção necessários para alcançar os respectivos critérios de qualidade de efluentes. Essa seria a única exceção à "regra" de que os coliformes não se prestam como indicadores da remoção de parasitas.

O fato de 8-10 dias de tempo de detenção serem suficientes para o atendimento ao padrão OMS de ≤ 1 ovo/litro e, principalmente, a validade dos ovos de helmintos como indicadores da remoção de amplo espectro de patógenos sedimentáveis são dois temas que nitidamente demandam mais investigação, haja vista as reconhecidas limitações das técnicas de pesquisa de protozoários em águas residuárias e as incertezas relativas aos mecanismos que interferem na sedimentação em lagoas, além dos efeitos de médio e longo prazo sobre a eficiência de remoção (Saqar & Pescod, 1992; Grimason *et al.*, 1995). No entanto, Yanez (1986) sugere que uma lagoa primária com 10 dias de tempo de detenção é suficiente para a remoção de quase todos os parasitas (incluindo protozoários) e que um sistema de lagoas primária e secundária, com 20 dias de detenção, deve alcançar remoção total.

Estimativa da concentração de ovos efluentes

Tentativas de modelagem da remoção de ovos de helmintos em lagoas de estabilização são relativamente recentes e mais escassas que o já produzido em relação aos coliformes. Saqar & Pescod (1992) propuseram um modelo que leva em consideração as características do "organismo sedimentável" e das lagoas (Equação 7.11).

$$E = 100 \cdot \left[1 - e^{(-\alpha t/1-\beta)}\right] \tag{7.11}$$

em que:

E = eficiência de remoção de ovos de helmintos (%)

t = θ_h = tempo de detenção hidráulica em cada lagoa da série (d)

α = coeficiente característico da "partícula" sedimentável; função da densidade, diâmetro, forma; α_{NE} = 0,20 para ovos de helmintos

β = coeficiente característico da lagoa; função da temperatura e do fluxo

Ayres *et al.* (1992), analisando dados de remoção de ovos de helmintos em lagoas no Brasil, Kênia e Índia, desenvolveram as Equações 7.12 e 7.13, de estrutura similar ao modelo de Saqar & Pescod, mas dependentes exclusivamente do tempo de detenção e ditas como válidas para lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. As equações devem ser aplicadas seqüencialmente em cada lagoa da série, de forma que o número de ovos no efluente final possa ser determinado (Mara *et al.*, 1992). O modelo de Ayres *et al.* (1992), aplicado a uma lagoa piloto chicaneada no Sudeste do Brasil, apresentou bons resultados (von Sperling *et al.*, 2002a, 2002b).

- Eficiência média de remoção (a ser usada para representar condições médias de operação)

$$E = 100 . [1 - 0,14.e^{\ (-0,38.t)}\ ] \tag{7.12}$$

- Eficiência de remoção segundo o limite inferior de confiança de 95% (a ser usada para projeto, por se posicionar a favor da segurança):

$$E = 100 \cdot \left[1 - 0,41 e^{\left(-0,49 \cdot t + 0,0085 \cdot t^2\right)}\right] \tag{7.13}$$

A Tabela 7.17 e a Figura 7.15 apresentam os valores de eficiência de remoção resultantes da aplicação das Equações 7.12 e 7.13.

Tabela 7.17 Eficiência de remoção de ovos de helmintos, de acordo com o modelo de Ayres *et al.* (1992).

Tempo de detenção hidráulica (d)	Eficiência de remoção (%)		Unidades logarítmicas removidas	
	Valores médios	95% de confiança	Valores médios	95% de confiança
2	93,45	84,08	1,18	0,80
4	96,94	93,38	1,51	1,18
6	98,57	97,06	1,84	1,53
8	99,33	98,60	2,17	1,85
10	99,69	99,29	2,50	2,15
12	99,85	99,61	2,83	2,41
14	99,93	99,77	3,16	2,64
16	99,97	99,86	3,49	2,85
18	99,985	99,90	3,82	3,02
20	99,993	99,93	4,15	3,17
22	99,997	99,95	4,48	3,28
24	99,998	99,957	4,81	3,37
26	99,999	99,962	5,14	3,42
28	99,9997	99,965	5,47	3,45
30	99,9998	99,964	5,80	3,45

Unidades log removidas = – log (1 – E/100)
Eficiência (%): E = 100.(1 – 10 $^{-\text{unid. log. remov}}$)

A concentração a ser atingida no efluente depende, em grande parte, também da concentração afluente. A concentração de ovos no esgoto bruto é função das condições sanitárias da população.

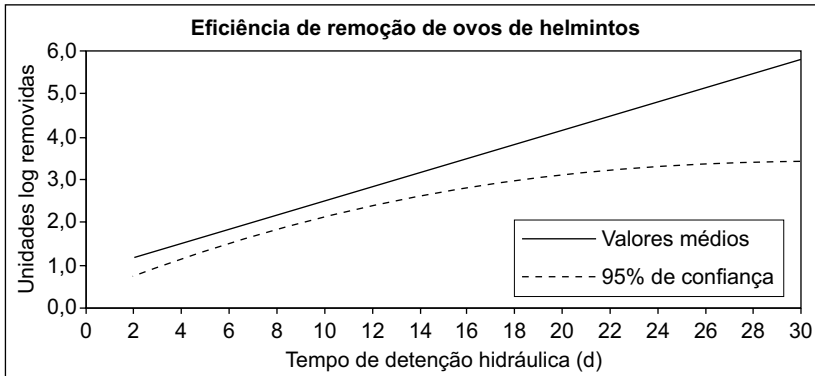



Figura 7.15 Unidades logarítmicas removidas de ovos de helmintos, segundo o modelo de Ayres *et al.* (1992).

Valores típicos em nosso meio situam-se na ampla faixa de **101 a 103 ovos/L**, com a faixa entre 102 e 103 ovos/L associada a populações com condições sanitárias bastante desfavoráveis. Desta forma, para atingir um efluente final com menos de 1 ovo/L, para irrigação restrita e irrestrita, as eficiências de remoção devem estar entre **90% e 99,9%** (1 a 3 unidades log).

As diretrizes da OMS especificam médias aritméticas para os ovos de helmintos. Deve-se notar, no entanto, que a média aritmética nem sempre é a melhor medida de tendência central, especialmente neste caso, em que a maioria dos valores é igual a zero e apenas poucos dados são superiores a zero.

Cavalcanti *et al.* (2001) e von Sperling *et al.* (2002a, 2002b) comentam que a remoção de ovos de helmintos é assumida como um processo de sedimentação discreta, que, na teoria, está associada à taxa de aplicação hidráulica superficial ($m^3/m^2.h$) e independe da profundidade. Eliminações totais de ovos de helmintos foram alcançadas em lagoas piloto investigadas pelo PROSAB, no Nordeste (UFCG) e Sudeste (UFMG) do Brasil, operando com taxas de aplicação superficial entre **0,12** e **0,20 $m^3/m^2.d$**. A taxa de aplicação mais conservadora de 0,12 $m^3/m^2.d$, com uma profundidade de 1,0 m, corresponde a um tempo de detenção hidráulica de (1,0 m)/(0,12 $m^3/m^2.d$) = 8 d.

Considerando a sugestão da OMS de que séries de lagoas com tempo de detenção hidráulica total de **8 a 10 dias** podem produzir efluentes com menos de 1 ovo/L em média, de acordo com a equação de Ayres (Equação 7.12, para valores médios), para 8 e 10 dias de tempo de detenção tem-se eficiência de remoção de 2,17 a 2,50 unidades logarítmicas, respectivamente (99,3% a 99,7% de eficiência). Neste caso, concentrações efluentes médias inferiores a 1 ovo/L serão obtidas se o afluente contiver menos que 150 a 300 ovos/L.

Dados de remoção de ovos de helmintos obtidos no PROSAB

As mesmas lagoas mencionadas na seção *Experiência do PROSAB na avaliação da remoção de coliformes em lagoas de polimento* e que foram objeto de avaliação intensiva de remoção de coliformes como parte do PROSAB permitiram a obtenção também de dados de ovos de helmintos.

A Figura 7.16 apresenta a distribuição das concentrações de ovos de helmintos nos esgotos brutos, no efluente do UASB, no efluente da primeira lagoa da série (ou da lagoa única) e no efluente final dos sistemas monitorados. O gráfico do efluente da primeira lagoa (Lagoa 1) foi apresentado no sentido de demonstrar que, já na primeira (ou, eventualmente, única) lagoa da série, as concentrações de ovos são, em sua maioria, próximas a zero.

Apenas algumas amostras são superiores a zero, ou a 1 ovo/L, o qual é o limite máximo para *média aritmética* dos ovos, segundo as diretrizes da OMS para irrigação restrita e irrestrita. Vale ressaltar novamente que, dada a grande variabilidade dos dados, as médias aritméticas não dão boa representação da tendência central dos dados, pois poucos ou únicos valores elevados excepcionais tendem a elevar sobremaneira o valor da média aritmética.

Observa-se que as *medianas* dos valores são, sistematicamente, iguais a zero em todos os sistemas, a partir da Lagoa 1. Médias *geométricas* não podem ser calculadas, pois a existência de um único eventual valor nulo na série de dados conduz a uma média geométrica automaticamente nula.

A Tabela 7.18 apresenta as estatísticas descritivas das concentrações de ovos de helmintos no *efluente final* dos sistemas analisados (ovo/L)

Observa-se que quase todos os sistemas (à exceção de um) cumprem, com folga, os requisitos da OMS para irrigação restrita e irrestrita, no quesito ovos de helmintos. O único sistema que apresentou ovos no efluente com média aritmética superior à das diretrizes da OMS foi o de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas (tempo de detenção hidráulica médio da ordem de 16 dias). As razões para tal não são claras, mas possíveis explicações poderiam ser ressuspensão do lodo de fundo por inversões térmicas ou a retirada do efluente bem próximo ao fundo (defletor de saída bastante abaixado), causando arraste do lodo com ovos sedimentados.

Um refinamento na presente análise seria a verificação do cumprimento às diretrizes da OMS no período de irrigação apenas. De fato, as diretrizes da OMS estipulam que a média aritmética dos dados *durante o período de irrigação* deve ser igual ou inferior a 1 ovo/L. Esta análise não foi elaborada para o presente capítulo.

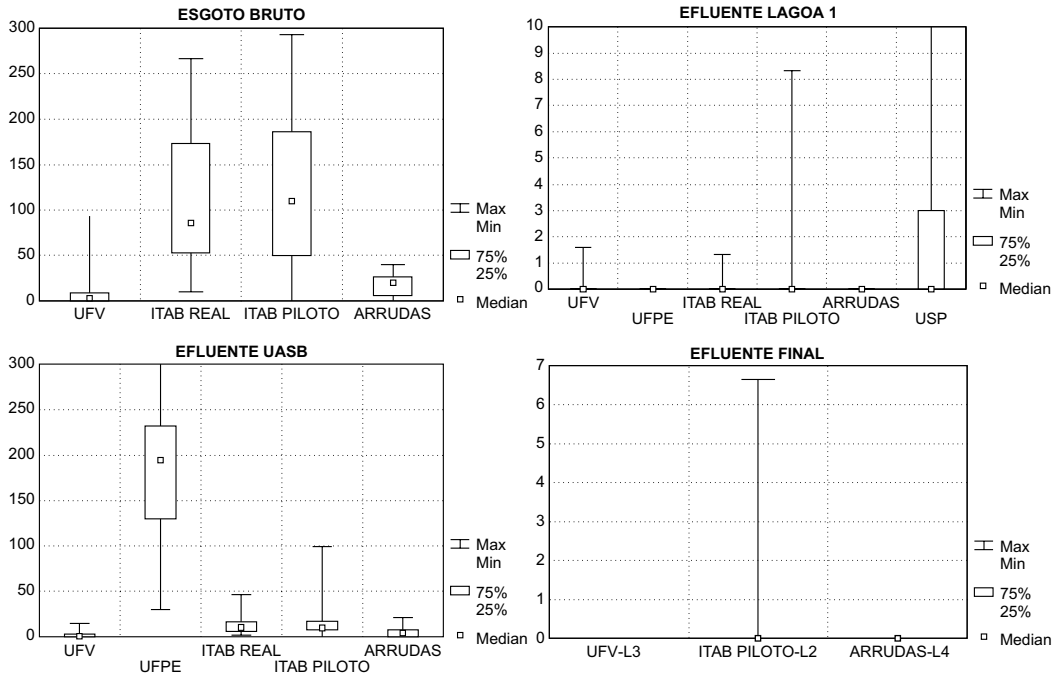



Figura 7.16 Gráfico *box-plot* das concentrações de ovos de helmintos (ovos/L) nos sistemas monitorados (esgoto bruto, efluente do reator UASB, efluente da primeira lagoa e efluente final).

Tabela 7.18 Estatísticas descritivas de concentrações de ovos de helminos no efluente final.

Estatística	Sistema UASB – lagoas de polimento					Lagoas anaaeróbia-facultativa
	UFV – Piloto	UFPE – real	UFMG – Itabira real	UFMG – Itabira piloto	UFMG – Arrudas demonstração	USP – real
Tempo de detenção total (d)	28	3,6	21	6 a 9	8	16
Média aritmética	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	2,1
Mediana	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Desvio-padrão	0,0	0,0	0,4	1,4	0,0	4,5
Mínimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Máximo	0,0	0,0	1,3	6,7	0,0	22,0

As eficiências médias de remoção no reator UASB e na primeira lagoa da série encontram-se apresentadas na Tabela 7.19. Na maioria dos casos, não se pôde calcular a eficiência de remoção nas demais lagoas da série, pelo fato de estas já receberem um afluente com teores nulos de ovos (o que conduz a uma indeterminação matemática, no cálculo da eficiência). Observa-se que as eficiências médias no reator *UASB* variaram de **63% a 88%**, e, na *primeira lagoa da série*, de **96,5% a 100%**.

Tabela 7.19 Eficiências médias de remoção de ovos de helmintos nos sistemas reator UASB – lagoas de polimento (%).

Unidade	**UFV (UASB escala real; lagoas escala piloto)**	**UFPE (escala real)**	**UFMG (Itabira – escala real)**	**UFMG (Itabira – UASB escala demonstração; lagoas escala piloto)**	**UFMG (Arrudas – escala demonstração)**
Reator UASB	71	–	88	86	63
Primeira lagoa	98,1	100,0	98,4	96,5	100

Observação: eficiências calculadas com base nas médias aritméticas das concentrações afluentes e efluentes.

A Figura 7.17 compara as eficiências médias de remoção obtidas com aquelas estimadas, segundo a equação de Ayres *et al.* (1992) (Equação 7.11, para valores médios). Observa-se que o modelo de Ayres é capaz de indicar que as eficiências médias a serem alcançadas devem situar-se acima de 96%, o que foi reproduzido pelos dados experimentais.

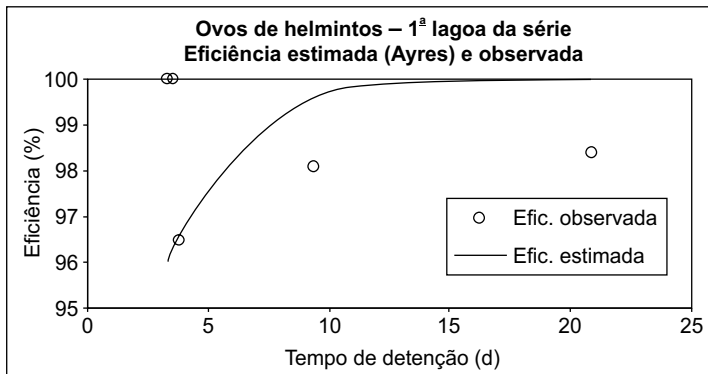



Figura 7.17 Comparação entre os valores de eficiência de remoção de ovos de helmintos estimada (segundo Ayres *et al.*, 1992) e observada nas lagoas de polimento investigadas.

No entanto, o ajuste fino do modelo aos dados observados não foi alcançado, retratando a dificuldade na reprodução de dados experimentais de ovos de helmintos (com uma análise laboratorial não trivial e médias aritméticas que não retratam bem a tendência central dos dados) por um modelo simplificado. Mesmo assim, a faixa global de remoção foi bem reproduzida.

As taxas de aplicação hidráulica superficial variaram, de 0,10 a 0,41 $m^3/m^2.d$. Mesmo na faixa superior, o desempenho foi amplamente favorável.

Em termos de desempenho relativo, a Tabela 7.20 apresenta os percentuais das amostras dos *efluentes finais* de cada um dos sistemas investigados, segundo as duas seguintes condições: (a) porcentagem das amostras com concentrações de ovos iguais ou inferiores a 1 ovo/L, ou seja, atendendo ao quesito de ovos de helmintos das diretrizes da OMS para irrigação restrita e irrestrita; (b) porcentagem das amostras com concentrações de ovos iguais a zero.

Tabela 7.20 Porcentagem dos número de dados no efluente final de cada sistema que se enquadram em uma das duas condições abaixo.

Condição	**Reator UASB – lagoas de polimento**					**Lagoas anaeróbia – facultativa**
	UFV – piloto	**UFPE – real**	**UFMG – Itabira real**	**UFMG – Itabira piloto**	**UFMG – Arrudas demonstração**	**USP – real**
% dos valores ≤ 1 ovo/L	100	100	92	91	100	63
% dos valores = 0 ovo/L	100	100	80	86	100	59

Observa-se, portanto, na maioria das lagoas, elevadíssimo porcentual de valores nulos, ou iguais ou inferiores ao valor-limite da OMS para irrigação.

Como comentário final, pode-se dizer que:

- Em linhas gerais, os resultados obtidos corroboram a expectativa de que 8-10 dias de tempo de detenção seja suficiente para o atendimento ao padrão OMS de ≤ 1 ovo/L.
- As lagoas de polimento, dimensionadas para a remoção de coliformes, devem produzir efluentes finais que atendam às diretrizes da OMS para irrigação restrita e irrestrita, em relação ao quesito de ovos de helmintos.

Caracterização de ovos de helmintos no lodo de lagoas de estabilização

Pesquisas realizadas no âmbito do PROSAB em uma lagoa piloto chicaneada no Sudeste (Itabira, MG) do Brasil (von Sperling *et al*., 2002a, 2002b) apresentaram diversos dados de interesse em relação aos ovos no lodo. Os ovos sedimentados ficam incorporados ao lodo de fundo e tendem a permanecer viáveis por um longo período (Figura 7.18).

A Figura 7.19 apresenta o perfil longitudinal de acúmulo de ovos no lodo de fundo da lagoa, mostrando a tendência de decréscimo ao longo do percurso pelos vários compartimentos da lagoa chicaneada. São apresentados também os valores da contagem de ovos por grama de sólidos totais, unidade usualmente utilizada para a caracterização de lodos.

A Figura 7.20 mostra a distribuição das espécies de ovos de helmintos no lodo. Observa-se que a distribuição relativa não foi substancialmente diferente ao longo do comprimento da lagoa. Em termos dos valores globais no lodo, a seguinte relação foi encontrada: *Ascaris lumbricoides*: 99,1%, *Trichuris trichiura*: 0,8%; *Ancilostoma* sp.: 0,1%.

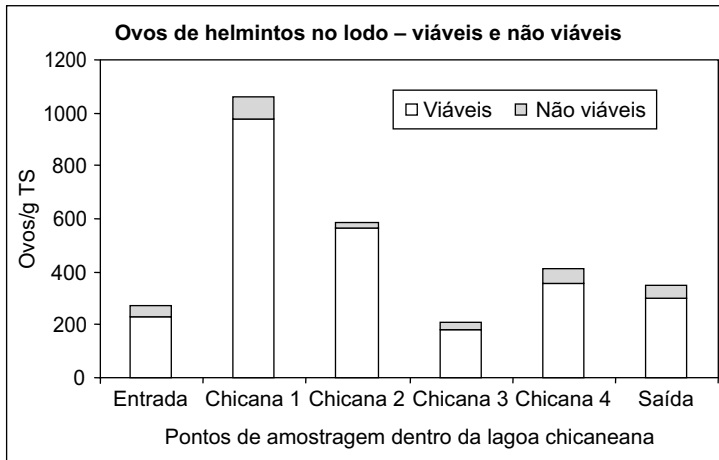



Figura 7.18 Distribuição dos ovos de helmintos no lodo ao longo de uma lagoa piloto chicaneada, após um ano de operação, com indicação da viabilidade e da não viabilidade.

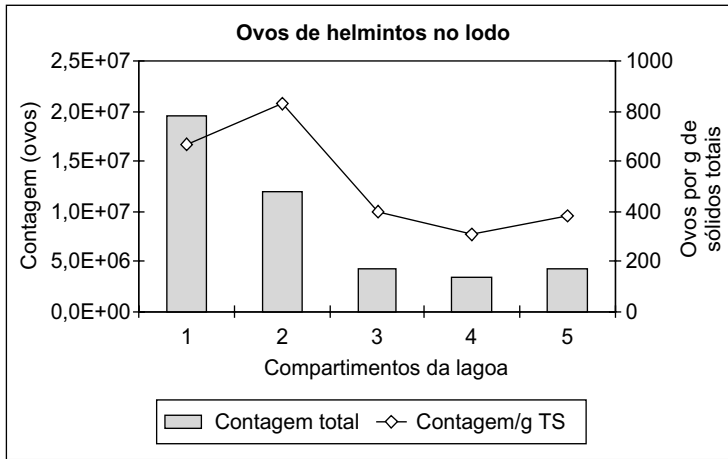



Figura 7.19 Perfil longitudinal do acúmulo de ovos de helmintos no lodo de uma lagoa piloto chicaneada no Sudeste do Brasil, após um ano de operação.

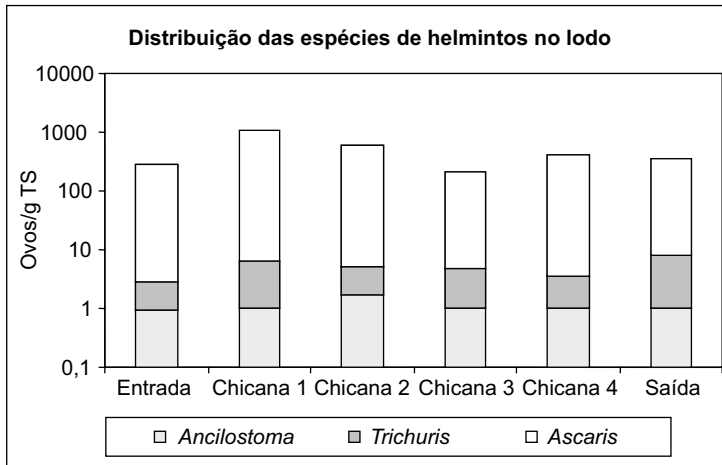



Figura 7.20 Distribuição das espécies de helmintos no lodo ao longo de uma lagoa piloto chicaneada no Sudeste do Brasil, após um ano de operação

Exemplo de dimensionamento

Dimensionar um sistema de lagoas de polimento (do tipo maturação) para o efluente de um reator UASB, dadas as seguintes características:

População = 10.000 hab
Vazão afluente =1.478 m^3/d
Temperatura média do líquido no mês mais frio: T = 23°C (líquido)
Coliformes fecais (termotolerantes) no esgoto bruto: $N_o = 1 \times 10^7$ CF/100 ml
Concentração de ovos de helmintos no esgoto bruto: 200 ovos/L (assumido)

Solução

Remoção de coliformes

1. Reator UASB

Com base na seção *Remoção de* E. coli *ao longo dos sistemas de tratamento*, pode-se adotar uma eficiência de remoção de coliformes no reator UASB de 80%.

Desta forma, a concentração efluente do reator UASB (afluente às lagoas de polimento) é:

$$N = N_o \times (1 - E/100) = 1 \times 10^7 \times (1 - 80/100) = 2 \times 10^6 \text{ CF/100 ml}$$

2. Lagoas de polimento (tipo maturação): quatro lagoas em série

a) Volume das lagoas

Adotar um tempo de detenção total igual a 12 dias (3 dias em cada lagoa).

Volume de cada lagoa:

$$V = t.Q = 3{,}0 \text{ d} \times 1.478 \text{ m}^3/\text{d} = 4.434 \text{ m}^3$$

b) Dimensões das lagoas

Profundidade útil (fundo ao NA): H = 0,80 m (adotado)
Área superficial de cada lagoa: A = V/H = 4.434 m^3/0,80 m = 5.543 m^2
Área superficial total: 5.543 m^2 × 4 = 22.172 m^2
Dimensões: adotar lagoas retangulares (relação L/B = 4,0)
Número de lagoas: 4
Comprimento = 148,80 m
Largura = 37,20 m
Profundidade útil = 0,80 m

A área total requerida pelas lagoas de polimento (incluindo taludes, vias, etc) é em torno de 25% superior à área líquida determinada. Portanto, a área total requerida é estimada como 1,25 × 22.172 m^2 = 27.715 m^2 = 2,8 ha (2,8 m^2/hab).

c) Concentração de coliformes no efluente final

Cálculo segundo o modelo de fluxo disperso:

Número de dispersão, segundo Equação 7.3, para L/B = 4:

$$d = 1/(L/B) = 1/4,0 = 0,25$$

O valor do coeficiente de decaimento bacteriano é dado por (Equação 7.6):

$$K_b \text{ (disperso)} = 0,542.H^{-1,259} = 0,542 \times 0,80^{-1,259} = 0,72 \ d^{-1} \ (20^oC)$$

Para T=23°C, o valor de K_b é:

$$K_bT = K_b20.\ q^{(T-20)} = 0,72 \times 1,07^{(23-20)} = 0,88 \ d^{-1}$$

A concentração de coliformes efluentes da 1ª lagoa da série é:

$$a = \sqrt{1+4K \cdot t \cdot d} = \sqrt{1+4 \times 0,88 \times 3,0 \times 0,25} = 1,91$$

$$N = N_o \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$$

$$N = 2,0 \times 10^6 \cdot \frac{4 \times 1,91e^{1/2 \times 0,25}}{(1+1,91)^2 \cdot e^{1,91/(2 \times 0,25)} - (1-1,91)^2 \cdot e^{-1,91/(2 \times 0,25)}} = 2,96 \times 10^5 \text{ CF/100 ml}$$

A eficiência de remoção na 1ª lagoa da série é:

$$E = \frac{N_o - N}{N_o} \times 100 = \frac{2,0 \times 10^6 - 2,96 \times 10^5}{2,0 \times 10^6} = 0,852 = 85\%$$

Considerando-se que as quatro lagoas têm as mesmas dimensões, pode-se calcular a eficiência da série de n=4 lagoas:

$$E_n = 1-(1-E_1)^n = 1-(1-0,852)^4 = 0,9995 = 99,95\%$$

A concentração de coliformes no efluente final é:

$$N = N_o \ .\ (1 - E) = 2,0 \times 10^6 \ .\ (1 - 0,9995) = 960 = \mathbf{9,6 \times 10^2 \ CF/100 \ ml}$$

A eficiência de remoção global (reator UASB + lagoas) é:

$$E = \frac{N_o - N}{N_o} \times 100 = \frac{1{,}0 \times 10^7 - 9{,}6 \times 10^2}{1{,}0 \times 10^7} = 0{,}9999 = 99{,}99\%$$

As unidades logarítmicas removidas no sistema são:

- No reator UASB: –log(1 – E/100) = –log(1 – 80/100) = 0,70 unidade log removida
- Em cada lagoa da série: –log(1 – E/100) = –log(1 – 85/100) = 0,82 unidade log removida
- No sistema de lagoas: –log(1 – E/100) = –log(1 – 99,95/100) = 3,30 unidades log removidas
- No sistema UASB + lagoas: 0,70 + 3,30 = **4,00 unidades log removidas**

Observação: O sistema de lagoas proposto atende às diretrizes da OMS para irrigação irrestrita ($1{,}0 \times 10^3$ CF/100 ml). Caso se desejassem maiores eficiências de remoção, o tempo de detenção total e/ou o número de lagoas poderia ser aumentado, até que se atingisse a qualidade desejada para o efluente. No entanto, *o aumento do tempo de detenção deve ser alcançado através do aumento da área superficial, e não da profundidade*. Caso a profundidade aumente, o valor de K_b será reduzido, e a eficiência não aumentará como desejado. Caso seja adotado um maior número de lagoas na série, deve-se verificar se o tempo de detenção em cada lagoa é maior ou igual a 3 d. Por exemplo, 5 lagoas em série, com um tempo de detenção total de 12 d, conduzirão a 2,4 d em cada lagoa. Este tempo seria inferior ao mínimo aceitável, de acordo com Mara (1996), que é de 3,0 d. Embora experiências do PROSAB tenham mostrado ainda boa atividade fotossintética e eficiência de remoção de coliformes em lagoas de polimento, é aconselhável seguir essa diretriz, por uma questão de segurança.

Remoção de ovos de helmintos

1. Reator UASB

Com base nos dados da Tabela 7.19, observa-se que as eficiências de remoção de ovos de helmintos nos reatores UASB monitorados pelo PROSAB variaram de 63% a 88%. Para efeito de projeto, admite-se no presente exemplo a eficiência de 60%. Desta forma, a concentração de ovos no efluente do reator UASB é:

$$C_e = C_o \times (1 - E/100) = 200 \times (1 - 60/100) = 80 \text{ ovos/L}$$

2. Lagoas de polimento

A eficiência de remoção de ovos de helmintos *em cada lagoa da série* pode ser dada pelo modelo de Ayres *et al.* (Equação 7.13):

$$E = 100 \cdot \left[1 - 0{,}41e^{\left(-0{,}49 \cdot t + 0{,}0085 \cdot t^2\right)}\right] = 100 \cdot \left[1 - 0{,}41e^{\left(-0{,}49 \times 3{,}0 + 0{,}0085 \times 3{,}0^2\right)}\right] = 89{,}8\%$$

Esta eficiência corresponde a 0,99 unidade log removida.

A eficiência de remoção global, nas quatro lagoas da série, as quais têm as mesmas dimensões, é dada por:

$$E_n = 1 - (1 - E_1)^n = 1 - (1 - 0{,}898)^4 = 0{,}9999 = 99{,}99\%$$

Em termos de unidades log removidas nas lagoas, tem-se:

$$4 \times 0{,}99 \approx 4{,}0 \text{ unidades log}$$

A concentração de ovos no efluente da última lagoa da série (efluente final do sistema) é:

$$C_e = C_o \times (1 - E/100) = 80 \times (1 - 99{,}99/100) = \mathbf{8{,}0 \times 10^{-3}\ ovos/L}$$

Este valor corresponde, em termos práticos, a valores nulos no efluente. O efluente do sistema de tratamento atende, portanto, aos quesitos das diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS) para irrigação restrita e irrestrita (média $\leq$ 1 ovo/L).

A eficiência global (reator UASB + lagoas) é:

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 = \frac{200 - 8 \times 10^{-3}}{200} = 0{,}99996 = 99{,}996\%$$

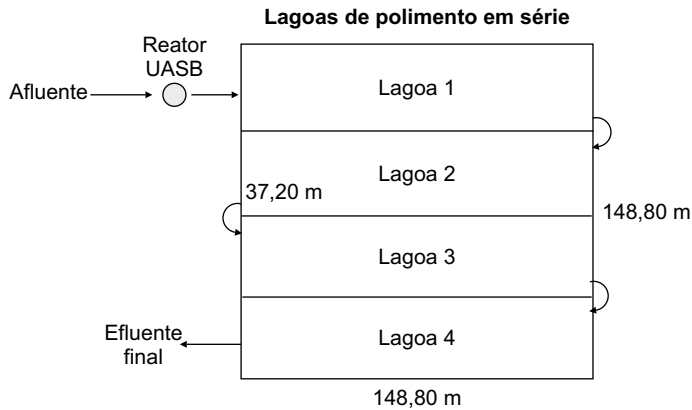
Em termos de unidades log removidas no sistema, tem-se:

Unidades log remov = $-\log(1 - E/100) = -\log(1 - 99{,}996/100) = 4{,}40$ unidades log removidas.

Resumo

Item	Reator UASB + 4 lagoas de polimento em série
Número de lagoas	4 em série
Número de chicanas	–
Tempo de detenção total (d)	12
Tempo de detenção em cada lagoa (d)	3
Área líquida requerida (ha)	2,2
Área bruta requerida (ha)	2,8
Comprimento de cada lagoa (m)	148,80
Largura de cada lagoa (m)	37,20
Profundidade (m)	0,80
Coliformes fecais no esgoto bruto (CF/100 ml)	$1,0 \times 10^7$
Coliformes fecais efluentes do reator UASB (CF/100 ml)	$2,0 \times 10^6$
Coliformes fecais no efluente final (CF/100 ml)	$9,6 \times 10^2$
Eficiência das lagoas de polimento na remoção de CF (%)	99,95
Eficiência global na remoção de CF (reator UASB + lagoas) (%)	99,99
Unidades log removidas de CF (global)	4,00
Ovos de helmintos no esgoto bruto (ovos/L)	200
Ovos de helmintos efluentes do reator UASB (ovos/L)	80
Ovos de helmintos no efluente final (ovos/L)	≈ 0
Eficiência das lagoas de polimento na remoção de helmintos (%)	99,99
Eficiência global na remoção de helmintos (reator UASB + lagoas) (%)	99,996
Unidades log removidas de helmintos (global)	4,40

Nota: nos cálculos, pequenas diferenças podem ocorrer por erros de arredondamento (os cálculos foram efetuados usando uma planilha eletrônica, a qual não arredonda os valores numéricos).

Arranjo das lagoas

Referências bibliográficas

AGUNWAMBA, J. C. et al. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 26, n. 85, 1992.

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 1981. 892 p.

AYRES, R. M.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; LEE, D. L. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 26, n. 6, p. 863-865, 1992.

CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. Post treatment of anaerobically treated sewage in waste stabilization ponds. In: SYMPOSIUM OF ANAEROBIC DIGESTION, 7., 1994, Capetown, África do Sul. *Anais*... Capetown, 1994. p. 405-415.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001. p. 105-170.

CETESB. *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1989. 91 p.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 58, n. 4, p. 1335-1343, 1992.

GONÇALVES, R. (Coord). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas*. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 1999. 80 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 683 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. *Lagoas de estabilização*: projeto e operação. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.

MARA, D. D. Low-cost wastewater treatment in waste stabilisation ponds and waste stabilisation reservoirs in Brazil. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL: TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS. 1996, Belo Horizonte. *Anais...* Belho Horizonte: DESA-UFMG, 1996.

MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. *Waste staibilisation ponds*: a design manual for Eastern Africa. Leeds: Lagoon Technology International, 1992. 121 p.

MARAIS, G. V. R. Faecal bacteria kinetics in stabilisation ponds. *J. Env. Eng. Div.*, ASCE, 100 (EE1), p. 119, 1974.

MENDONÇA, S. R. *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente*: novos conceitos. João Pessoa, 1990. 385 p.

MENDONÇA, S. R. *Sistemas de lagunas de estabilización*. Colômbia: McGraw-Hill. 2000. 370 p.

ORAGUI, J. I.; CURTIS, T. P.; SILVA, S. A.; MARA, D. D. The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 19, p. 569-573, 1987.

ORAGUI, J. I.; CAWLEY, L.; ARRIDGE, H. M.; MARA, D. D.; PERSON, H. W.; SILVA, S. A. Pathogen removal kinetics in a tropical experimental waste stabilisation pond in relation to organic loading, retention time and pond geometry. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE. WASTE STABILIZATION PONDS: TECHNOLOGY AND APPLICATIONS. 3., 1995, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa, 1995.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. A. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. *Tratamentos biológicos de águas residuárias*: lagoas de estabilização. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140 p.

VAN BUUREN, J. J. L.; FRIJNS, J. A. G.; LETTINGA, G. *Wastewater treatment and reuse in developing countries*. Wageningen Agricultural University, 1995.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos*: um manual para regiões de clima quente. 1994.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 33, n. 6, p. 1435-1448, 1999.

VON SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, according to plug flow, CSTR and dispersed flow regimens. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 17-24, 2002a.

VON SPERLING, M. Influence of the dispersion number on the estimation of faecal coliform removal in ponds. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. *Anais...* Auckland, 2002b.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*: lagoas de estabilização. 3. ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2002c. v. 3, 196 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M. Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor-baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 10, p. 237-242, 2002a.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M. Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. *Anais...* Auckland, 2002b.

WHO. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva: World Health Organization, 1989. (Technical Report Series 778).

YÁNEZ, F. Reduccion de organismos patogenos y diseño de lagunas de estabilizacion en paises en desarollo. In: SEMINARIO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACION. 1986, Lima. *Anais...* Lima: CEPIS, 1986.

YANEZ, F. *Lagunas de estabilizacion*: teoria, diseño y mantenimiento. Cuenca: ETAPA, 1993. 421 p.

Capítulo 8

Disposição no Solo

Bruno Coraucci Filho, Cícero Onofre de Andrade Neto, Mario Takayuki Kato, Mauro Floriano de Sousa Cartaxo, Roberto Feijó de Figueiredo, Ronaldo Stefanutti e Vicente de Paula Silva

Introdução

Processos por remoção natural de organismos patogênicos, como forma complementar de tratamento de efluentes sanitários, são bem recebidos pela comunidade científica por causa da pequena ou mesmo inexistente interferência nos processos ambientais. A eliminação ou mesmo a remoção parcial desses organismos pode reduzir custos e evitar a formação de subprodutos indesejáveis – normalmente tóxicos – quando se utiliza a desinfecção nos efluentes tratados a fim de disponibilizá-los para outros usos preponderantes. A aplicação de efluentes anaeróbios no solo sob condições controladas de lâminas hídricas, cargas orgânicas, períodos e freqüências de irrigação, característica do tratamento que antecede a disposição, etc., se apresenta como uma prática adequada e confiável.

Essa proposta foi inserida no tema tratado devido às qualidades excepcionais nas características dos efluentes dos sistemas desenvolvidos no PROSAB, sejam em solo natural (irrigação de culturas em campos agrícolas e, eventualmente, solos arenosos) ou em ambientes construídos (valas de filtração, filtros de areia, wetlands), dentre outros que utilizam a areia como meio filtrante. Nesses efluentes, a desinfecção praticamente não foi necessária e, quando utilizada, somente pequenas doses de compostos de cloro ou de radiação UV foram empregadas para garantir um efluente com 1.000 coli/100 ml.

Entretanto, aspectos ambientais diversos, de saúde pública, higiene e segurança do trabalho devem ser ressaltados. Embora os efluentes desses sistemas apresentem baixas concentrações de coliformes e praticamente inexistência de protozoários e helmintos entéricos e de vida livre, em sua fase inicial de operação (um a dois anos), é necessário destacar a presença de tais microrganismos, que efetivamente se encontram em ambientes como na superfície e na região imediatamente abaixo da superfície do solo, bem como no interior da camada filtrante dos ambientes construídos, exigindo prudência e cuidados diversos nas práticas agrícolas, na manutenção e na operação dos reatores. Deve-se evitar o uso de irrigação por aspersão devido aos aerossóis e

somente efetuar essa prática se houver garantia da ausência dos citados microrganismos. Na operação dos sistemas construídos, deixá-los em descanso por um período de ao menos seis meses antes do reinício das operações para garantir a desobstrução do leito, de forma natural, e, assim, evitar a manipulação da areia de recheio, entre outras. Para alertar os usuários, a bibliografia utilizada nestes dois volumes é suficientemente extensa e suficiente quanto às informações do tempo e das condições de sobrevivência e viabilidade dos diferentes microrganismos citados.

Os operadores de ETEs, bem como dos sistemas de tratamento, ficam, portanto, submetidos ao cumprimento das Normas Regulamentadoras da Legislação Trabalhista – CLT (MTE, 2002), inclusive os trabalhadores rurais, devendo ser apreciadas as NRs da portaria 3.214, de junho de 1978, e as NRRs da portaria 3.067, de abril de 1988, contidas na Lei nº 6.514, de dezembro de 1977, capítulo V, título II, da CLT. Essas normas atualmente são insuficientes para abranger toda a dinâmica dos trabalhos exercidos em tais atividades, devendo ser aprimoradas ou mesmo elaboradas novas regulamentações.

O uso do lodo de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) na melhoria do solo agrícola é uma prática comum nos Estados Unidos, podendo ser realizada no Brasil observando critérios de projetos para as condições e a legislação brasileiras. Entretanto, além do risco patogênico dos esgotos, a agência de proteção ambiental norte-americana tem se preocupado com outros eventuais riscos e, de acordo com o relatório EPA-832-R-99-900 (Usepa, 1999), Nuvolari (2002) comenta que a radioatividade no lodo passou a ser discutida ainda na década de 1980, com a descoberta de elevados níveis de materiais radioativos nas cinzas dos incineradores de várias ETEs norte-americanas. Esse comentário reforça a idéia de que, além da patogenicidade, outros aspectos do uso de efluentes (ou de lodo) devem ser considerados.

Breve histórico

Até algumas décadas atrás, a grande disponibilidade de águas subterrâneas e superficiais e a capacidade natural de depuração do ambiente dissimulavam os efeitos do lançamento direto de dejetos e resíduos da atividade humana. Entretanto, a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água tem provocado escassez de recursos hídricos para consumo humano, diminuição da qualidade de vida e necessidade de aprimorar tecnologia de tratamento de água.

Historicamente, o assunto da aplicação de efluentes no solo vem sendo tratado e, dentre as soluções para os excessos de resíduos orgânicos, as mais eficientes incluem algum tipo de tratamento inicial, seguido de disposição no solo. Os principais métodos de tratamento dos dejetos baseiam-se na coleta e na reservação de milhões de litros de resíduos em lagoas de tratamento (por processos aeróbios e/ou anaeróbios), com subseqüente distribuição em terras destinadas à agricultura. O tratamento ou a reserva alteram o ambiente para os organismos invasores, pois a maioria dos patógenos é

considerada má competidora fora dos hospedeiros; assim, caso não ocorra sua destruição, a multiplicação geralmente é inibida (Elliott & Ellis, 1977).

A aplicação de águas residuárias no solo não é uma inovação, remonta de períodos anteriores a Cristo, como em Atenas, na Grécia. O uso de efluentes com o propósito de beneficiar a agricultura foi aplicado na Alemanha já no século XVI. Desde essa época, a aplicação de efluentes no solo é praticada em diversos países, como Inglaterra, Austrália, México, França, África do Sul, Argentina, Israel, Índia, Hungria, Bélgica e Estados Unidos, em maior ou menor escala (EPA, 1981; Braile & Cavalcanti, 1993).

Aplicação de efluentes no solo

No âmbito da escassez de recursos hídricos, o reúso de efluentes de ETE torna-se uma alternativa atrativa para a irrigação, atividade que emprega em torno de 70% de toda a água consumida no planeta. Entretanto, a operação segura de sistemas de água de reúso depende da confiabilidade da desinfecção do esgoto.

Durante as duas últimas décadas do século XX, o uso de esgotos para a irrigação ou recuperação de solos aumentou significativamente, em virtude de fatores como:

- crescente dificuldade de identificar fontes alternativas de água para irrigação em algumas regiões;
- custo elevado de fertilizantes;
- segurança de que os riscos para a saúde pública e os impactos sobre o solo são mínimos e que as precauções e as técnicas adequadas são efetivamente utilizadas;
- custos elevados dos sistemas de tratamento necessários para possibilitar a descarga de efluentes em corpos receptores;
- início da aceitação sociocultural da prática de reúso agrícola;
- reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

A ação do solo no processo de tratamento para resíduos, como ocorre na autodepuração dos corpos d'água e nos demais tipos de tratamento, compreende processos físicos, químicos e biológicos de remoção da carga poluente. Esses processos se iniciam imediatamente a partir do lançamento ao solo e prosseguem durante a percolação do resíduo.

O solo é mais que um simples meio físico formado por substâncias minerais e orgânicas, cujas formas predominantemente granulares lhe conferem as propriedades características, como porosidade, permeabilidade e textura. A depuração dos esgotos pode ser conseguida provocando sua infiltração e percolação através do solo. Nesse caso, o solo e os microrganismos telúricos atuam na remoção da carga poluidora, enquanto a vegetação, se existente, cumpre a função de retirar do solo os nutrientes

provenientes dos esgotos, evitando concentrações excessivas e inconvenientes desses elementos (Reddy *et al*., 1981). De acordo com Bernardes *et al.* (1999), com a aplicação de resíduo orgânico, diminui a densidade do solo, aumenta o estado de agregação das partículas e melhoram as condições de aeração.

Os principais mecanismos de transporte de microrganismos e nutrientes em solos tratados com águas residuárias incluem o movimento descendente com a infiltração da água, o movimento da água corrente na superfície e o transporte de sedimentos e partículas. Dentre os fatores controladores desses mecanismos encontram-se a filtração, a capacidade de retenção microbiana por parte do solo, a parte aquática do solo e seu fluxo e a intensidade da correnteza pluvial (Campos *et al*., 1999).

Aspectos teóricos fundamentais

Organismos do solo

É conveniente considerar os organismos do solo em termos de classes de dimensão, uma vez que as relações dimensão–metabolismo determinarão a amostragem e outros métodos de estudo (Odum, 1988). Reconhecem-se, assim, três grupos de organismos do solo: a mesobiota, a macrobiota e a microbiota (Lepsch, 1980).

A mesobiota e a macrobiota

A mesobiota inclui os nematóides, pequenos vermes oligoquetas; as larvas de insetos; os ácaros; e os colêmbolos, sendo estes últimos os organismos mais abundantes. Embora a mesobiota seja constituída principalmente por decompositores de detritos e fagocitadores de bactérias, uma parte, especialmente os ácaros e os insetos, é predadora (Brady, 1979; Primavesi, 1982).

A macrobiota inclui as raízes das plantas, os insetos maiores, as minhocas e outros organismos. Com grande freqüência, as raízes das plantas constituem os maiores componentes da biomassa do solo, embora contribuam menos para a respiração do que os decompositores (Primavesi, 1982).

O maior mérito das atividades da macro e da mesofauna do solo é manter a população bacteriana sempre nova e ativa. Alimentam-se das bactérias adultas, eliminando, assim, as pouco ativas.

Fatores abióticos que interferem na fauna do solo

Os principais fatores abióticos que interferem na fauna do solo são:

a) Umidade do solo

A falta de umidade leva ao declínio quase toda a vida superficial do solo e, em épocas secas, somente a 50 centímetros de profundidade é encontrada umidade para

o desenvolvimento da fauna. Em solos sob condições tropicais, alguns organismos possuem mecanismos de preservação em épocas secas, como os nematóides, que se preservam na forma de cistos, e os ácaros, que sobrevivem por meio de ovos. Assim como a falta de água, também seu excesso pode levar ao perecimento de algumas espécies, devido às condições de anaerobiose.

b) Textura do solo

Nematóides preferem solos de textura média ou arenosa, por facilitarem seu deslocamento. Animais menos adaptados a condições de falta de oxigênio ficam impedidos de sobreviver em solos compactados e, com a redução do número de predadores, a quantidade de pragas nesses solos pode ser maior se comparada a solos bem aerados.

c) A luz e a insolação no solo

A incidência da luz do sol e as altas temperaturas podem eliminar alguns organismos do solo. A maioria dos organismos é antifototrópica, isto é, não se dão bem na presença de luz. Se o solo for compacto e desnudo, não há onde se refugiar e perecem por dessecação ou falta de pigmentos em seu tegumento, que não suporta a insolação direta.

d) Porosidade

A porosidade controla, além da condutividade hidráulica de solos, a fauna edáfica. Solos em que predomina a macroporosidade, como os podzólicos, permitem melhor circulação de organismos que necessitam de migrações para a busca de alimentos. As minhocas encontram no acúmulo de gás carbônico uma limitação a sua existência. A drenagem adequada impede o acúmulo de água estagnada; já a umidade excessiva induz à migração da fauna do solo.

e) Temperatura

A temperatura do solo estabiliza-se a aproximadamente 0,50 m de profundidade. Contudo, a maioria da fauna sobrevive nas camadas de 0,20 a 0,30 m, onde há oxigênio e matéria orgânica. A elevação da temperatura do solo leva à dessecação de organismos recobertos por tegumentos finos, incapazes de protegê-los do excesso de calor.

A microbiota

A microbiota inclui as algas do solo (verde e verde-azuladas), as bactérias, os fungos e os protozoários. Pertencem ao reino dos Protistas, ou seja, que não possuem constituição celular. As bactérias e cianobactérias são procariotos, enquanto os fungos, as algas e os protozoários são eucariotos. Os vírus constituem grupo à parte.

As bactérias são unicelulares, possuem paredes celulares rígidas e tamanho reduzido (0,3-30 μ), sendo a maioria aclorofilada. Em 1,0 g de solo agrícola encontra-se uma ordem de magnitude de 10^9 bactérias.

Os fungos podem ser uni ou pluricelulares, sempre aclorofilados, com reprodução sexuada ou assexuada, e apresentam hifas, esporos ou conídios, estruturas de preservação da espécie quando há adversidades do meio. A quantidade de fungos encontrados em 1,0 g de solo agrícola é da ordem de 10^7.

Protozoários são aclorofilados, com tamanho de 5 a 80 μ, apresentam reprodução assexuada e não possuem parede celular rígida. As amebas são protozoários predadores de bactérias e controlam sua população em solos. As algas são unicelulares, com paredes celulares rígidas e sempre clorofiladas. A quantidade de algas e protozoários encontrada em 1,0 g de solo é da ordem de 10^3.

Toda a vida terrestre baseia-se no fato de que a planta, pelo processo de fotossíntese, forma açúcares, amidos, proteínas e gorduras a partir de água, do gás carbônico e dos minerais na presença de luz. Essas substâncias servem de alimento ao homem e aos animais. Os organismos do solo, principalmente os heterotróficos, degradam os resíduos orgânicos da produção de biomassa, impedindo o acúmulo de matéria orgânica. A mineralização completa da matéria orgânica pela ação inicial da macro e da mesofauna do solo e, posteriormente, pela ação das enzimas liberadas pelos microrganismos, resulta em CO_2 que volta para atmosfera, em água e minerais facilmente aproveitados pelas plantas, pelos organismos do solo e pela biomassa microbiana.

Os microrganismos existem em grandes quantidades, em cerca de um centímetro cúbico de terra são encontrados de 100 a 200 milhões deles. Perfazem 0,05% do solo e pesam 1,6 ton/ha, se considerarmos 3 mil toneladas de terra agrícola por hectare. Compensam seu tamanho por seu número e rapidez na reprodução (30 minutos a 2 horas para criar uma nova geração). A velocidade de multiplicação depende da espécie e das condições do meio em que vivem (Lepsch, 1980; Primavesi, 1982).

a) Tipos de metabolismo em microrganismos

O tipo de metabolismo adotado por microrganismos divide-se basicamente em quatro grupos: fotolitotróficos, fotorganotróficos, quimiolitotróficos e quimiorganotróficos (Cardoso, 1975). Os fotolitotróficos possuem metabolismo semelhante às plantas, pois utilizam a luz como fonte de energia e a água como doador de elétrons. As algas e as cianobactérias, que são clorofiladas, adotam esse mecanismo bioquímico. Algumas algas e cianobactérias, no entanto, são fotorganotróficas, pois utilizam uma substância orgânica como doadora de elétrons, em vez de água. Esses organismos não conseguem sobreviver no escuro por longos períodos, e vivem, desse modo, na camada superficial de solos.

Como representantes da categoria dos quimiolitotróficos estão as bactérias nitrificadoras, como as nitrossomonas e as nitrobacter, que atuam na transformação do amônio em nitrito e sucessivamente em nitrato, utilizando substâncias minerais como fonte de energia. São organismos aeróbios e utilizam a energia ganha nessas reações para sobrevivência e multiplicação.

Os microrganismos quimiorganotróficos são os mais abundantes no solo, constituídos por macro e mesobiota, todos os fungos e a maioria das bactérias. Utilizam a matéria orgânica como fonte de energia, de C e como doadora de elétrons, assim, são de extrema importância na decomposição de resíduos orgânicos adicionados a solos. As bactérias são muito versáteis metabolicamente, com representantes em todos os grupos, e algumas delas mudam seu sistema enzimático em função das condições do meio.

No grupo dos quimiorganotróficos é essencial citar a atividade dos microrganismos que degradam a celulose, a hemicelulose e a lignina, compostos de difícil degradação. Os microrganismos celulolíticos produzem um complexo enzimático responsável pela transformação da celulose em celobiose e esta, em duas moléculas de glicose, facilmente transformada em CO_2 e água por outros microrganismos do solo. A presença de celulose no meio induz a formação de exoenzimas e a liberação no substrato.

A lignina presente em restos culturais é um complexo aromático considerado recalcitrante e de lenta degradação. A liberação de ligninases permite sua parcial degradação e a formação do material orgânico estabilizado dos solos (substâncias húmicas), de extrema importância na retenção de poluentes, como metais pesados e pesticidas, além de reservar nutrientes para as plantas.

De modo geral, a degradação de materiais orgânicos adicionados a solos, depende em grande parte da composição do resíduo. Assim, açúcares simples são rapidamente mineralizados, 90% da hemicelulose é degradada em dois anos, 75% da celulose, em 3,5 anos e 40% da lignina, em 7 anos. As ceras demoram em média 16 anos para degradar 25% e os fenóis, centenas a milhares de anos para degradar apenas uma parte do total adicionado (Cardoso, 1975).

A maioria das bactérias possui no máximo três enzimas, enquanto os fungos e os actinomicetos podem possuir mais. Cada enzima consegue catalisar um único processo bioquímico do processo de decomposição, de modo que o processo completo de decomposição é uma seqüência de oxidações e reduções de uma substância orgânica até a água e o gás carbônico. A mineralização completa do material orgânico só ocorre em condições de aerobiose. Em condições de anaerobiose, ou na presença de substratos orgânicos recalcitrantes, produtos intermediários são formados por meio de processos fermentativos ou alcoólicos, por exemplo.

Além das plantas, outros microrganismos podem aproveitar os produtos intermediários da decomposição. Os microrganismos, além de excretar enzimas que atuam em substratos, também excretam antibióticos que são tóxicos a outros microrganismos com hábitos alimentares semelhantes. Há organismos que secretam substâncias “desintoxicantes” (inativam os antibióticos), que os oxidam, desdobrando em substâncias inofensivas.

Processos simbióticos ocorrem com freqüência no solo, como no caso dos fungos micorrízicos e das bactérias fixadoras de nitrogênio do ar atmosférico que, em simbiose com plantas superiores, auxiliam na absorção de P e no suprimento de N às plantas, respectivamente.

b) Influência do solo sobre a atividade enzimática

As partículas minerais e orgânicas do solo apresentam cargas elétricas positivas e negativas, que adsorvem enzimas e antibióticos liberados por microrganismos, ativando-os ou desativando-os (Brady, 1979).

As enzimas necessitam de uma temperatura específica para sua atuação e para as enzimas excretadas pela maioria das bactérias a temperatura está em torno de 25 a 32°C. Dependem, também, de uma faixa estreita de pH. Cada enzima tem o seu pH ótimo em que atinge a maior velocidade de reação; fora desses valores, os processos químicos são bastante lentos, podendo estar inativos apesar de presentes em virtude do pH do solo.

c) A relação planta–microrganismos

Durante toda a sua vida a planta vive em relação íntima com os microrganismos. Todas as plantas, exceto as Crucíferas e as Liláceas, possuem micorrizas em suas raízes, isto é, fungos que ajudam a mobilizar os nutrientes em volta da raiz. As leguminosas mantêm-se em simbiose com as bactérias fixadoras de nitrogênio, de modo que toda a demanda de N pela planta pode ser suprida pela transformação do N_2 atmosférico em N-mineral assimilável pelas raízes. O melhoramento genético da soja para aproveitamento dessa simbiose é atualmente um grande sucesso. O Brasil é o segundo produtor mundial de soja, sem utilizar nenhum fertilizante nitrogenado. A economia anual em fertilizantes nitrogenados na cultura da soja chega a mais de US$ 1,5 bilhão, graças ao sucesso da simbiose rizóbio-leguminosa (Pesquisa Fapesp, 2003).

Na rizosfera, isto é, no espaço densamente enraizado do solo, há grande número de bactérias, fungos e actinomicetos, os quais se aproveitam das excreções radiculares da planta, incluindo aminoácidos, açúcares, hormônios, vitaminas e grande número de ácidos orgânicos. Essas substâncias servem de fonte de carbono para os microrganismos, que, em troca, defendem o espaço da raiz com antibióticos contra patógenos, pelo fato de não compartilharem a fonte de alimento.

Propriedades do solo

O solo é formado por substâncias minerais e inorgânicas, com formas granulares que lhe conferem propriedades características, como porosidade, permeabilidade, textura e outras que fazem um habitat natural para grande número de seres vivos.

Há propriedades do solo que são extremamente importantes para que este seja usado como local de disposição de esgotos ou de efluentes de estações de tratamento:

- *Capacidade de troca iônica*: representa a quantidade de cátions e ânions absorvidos por unidade de peso do solo. As partículas do solo apresentam cargas capazes de reter cátions e ânions. Solos intemperizados, como os encontrados sob condições tropicais, apresentam baixa capacidade de troca de cátions (CTC) em função do rápido decaimento da matéria orgânica e da mineralogia das argilas, com prejuízo na retenção de bases como Ca, Mg e K, que são nutrientes de plantas.
- *Poder tampão*: a presença de carbonatos e maiores teores de matéria orgânica (pool de ácidos fracos) impedem variações bruscas de pH do solo e minimizam impactos da adição de resíduos.
- *Retenção*: característica relacionada à eficiência de o solo funcionar como filtro físico de partículas em suspensão. A retenção de organismos patogênicos presentes nos esgotos é um fator importante para o sucesso da utilização em áreas agrícolas. Solos permeáveis de textura média possuem conteúdo coloidal suficiente para reter partículas, constituindo os melhores filtros.
- *Microbiologia*: a disposição de esgotos brutos ou tratados no solo promove transformações microbiológicas no meio. Tais transformações ocorrem com a participação de microrganismos, os quais transformam alguns compostos que contêm os elementos essenciais ao desenvolvimento de plantas, como o nitrogênio, o fósforo, o enxofre e o carbono. Inúmeros tipos de interações ocorrem com a adição de resíduo em solos. A resultante das interações sinérgica ou inibitória definirá o comportamento do solo na depuração do esgoto.

Qualidade da água

A qualidade da água de irrigação é fator primordial a ser considerado na produtividade das culturas, assim como na preservação da qualidade do solo e do aqüífero subterrâneo. Fatores como condições climáticas, características físicas e químicas do solo, tolerância da cultura à salinidade, manejo do cultivo e método de irrigação precisam ser observados no dimensionamento de projetos de reúso da água em solos agrícolas. Além desses fatores, a avaliação de risco envolvendo a toxicidade de diferentes substâncias e a patogenicidade nos efluentes no ambiente da irrigação, devem ser consideradas. Na avaliação de risco, devem ser consideradas a presença de *E. coli* como indicadora da contaminação fecal, a viabilidade e a sobrevivência de cistos de protozoários e ovos de helmintos e, mais recentemente, a presença/ausência de vírus nos efluentes e no ambiente da aplicação desses efluentes.

Também é importante a avaliação da contaminação por nitratos. Quando as taxas de aplicação são baseadas nas taxas de mineralização do elemento no solo, o elemento é completamente recuperado pela vegetação e/ou incorporado à biomassa microbiana. Porém, o uso de taxas abusivas ou o acúmulo do elemento no solo após aplicações sucessivas certamente resultam na lixiviação de nitrato para o lençol freático.

A lixiviação de nitrato tem sido considerada fator limitante à aplicação de resíduos orgânicos em solos, especialmente aqueles sob condições de climas tropicais, em que a mineralização da matéria orgânica é rápida e as precipitações podem carreá-lo a cursos d'água e ao lençol freático.

Remoção natural

Vírus

A adsorção dos vírus no solo depende de sua textura, da presença e da concentração de cátions, dos orgânicos solúveis, do pH e do tipo de vírus (Gerba & Bitton, *apud* Blanc & Nasser, 1996).

A temperatura, o teor de umidade, o pH e a presença de outros microrganismos influenciam a sobrevivência dos vírus no solo. No entanto, a temperatura é o fator considerado mais importante na persistência desse microrganismo no ambiente (Nasser *et al.*, *apud* Blanc & Nasser, 1996).

Em estudo realizado por Blanc & Nasser (1996) sobre a adsorção de alguns tipos de vírus (vírus da hepatite A, poliovírus 1, bacteriófagos MS2 e PRD-1), pela aplicação em dois tipos de solos e em água potável de poço de efluente proveniente de tratamento secundário e terciário, observou-se que a composição da água foi um fator insignificante na adsorção dos vírus no solo, porém o tipo de vírus utilizado influenciou bastante. Não houve morte de qualquer vírus sob baixas temperaturas (10ºC) nesse experimento. Os resultados também indicaram que tais microrganismos podem permanecer por longos períodos no solo e na água subterrânea sob baixas temperaturas. Em geral, segundo os autores citados anteriormente, houve maior mortalidade dos vírus sob condições não saturadas do que em saturadas.

Portanto, conclui-se que condições rigorosas devem ser implantadas em relação à aplicação de esgoto no solo, pois, como pode ser observado, os vírus possuem grande permanência no solo e em águas subterrâneas.

Protozoários e helmintos

O lodo de esgoto possui grande variedade de patógenos que podem causar diversas doenças ao homem. Os principais grupos de patógenos são as bactérias, os vírus, os helmintos e os protozoários.

De acordo com Hays (1977), a utilização do lodo de esgoto em solos agrícolas deve levar em conta os riscos de possível contaminação desse resíduo por patógenos. Para tentar minimizar os riscos, é necessário realizar programas de monitoramento que acompanhem as concentrações de bactérias, vírus, protozoários e vermes no solo após a aplicação de efluente sanitário e do lodo. Não se deve esquecer de que, além do solo, é preciso tomar cuidado para que o aqüífero também não seja contaminado,

pois altos níveis de concentração de patógenos no lodo podem levar à contaminação deste e afetar seu uso (Liu, 1982).

Segundo Thiriat *et al.* (1997), a disposição do lodo no solo é uma alternativa econômica, mas que deve ser cuidadosamente monitorada para prevenir qualquer contaminação com patógenos, como, por exemplo, cistos de *Giardia*, que podem trazer sérias conseqüências para a saúde pública.

De acordo com a EPA (1992), a saúde pública e dos animais, pode ser protegida dos patógenos existentes no lodo de diversas formas, dentre as quais se pode citar:

- redução do número de patógenos pelo tratamento do lodo e/ou atenuação ambiental;
- redução do transporte de patógenos por vetores, pela eliminação ou por sua redução;
- limitando o contato humano e de animais nos locais em que o lodo for utilizado, até que os níveis desses patógenos diminuam naturalmente.

A principal forma de transmissão das doenças causadas pelos patógenos que podem estar presentes no lodo é a via oro-fecal. Os indivíduos contaminados eliminam em suas excretas as formas infectantes desses organismos, que acabam atingindo a rede de esgoto doméstico e, de forma inadequada, o solo. Quando as condições de saneamento são precárias e não há tratamento adequado do esgoto, essas formas acabam sendo eliminadas e descartadas junto com o esgoto em corpos d'água e, deste modo, transmitidas por meio da água contaminada, pois a água é considerada um vetor mecânico em potencial para a transmissão de doenças (Teunis *et al.*, 1997).

Segundo Falk *et al.* (1998), os estágios infectantes são excretados juntamente com as fezes de pessoas infectadas e transmitidos pela via fecal-oral por intermédio da água contaminada, do alimento ou, ainda, pelo contato direto hospedeiro–hospedeiro. As águas superficiais podem estar contaminadas com (oo)cistos provenientes do esgoto humano ou das fezes de animais. Todas as águas de fontes superficiais, particularmente em regiões de precário saneamento básico, estão sujeitas a esse tipo de contaminação.

Remoção natural em alguns sistemas

Segundo Gerba (1999), dependendo do sistema, como, por exemplo, wetland funcionando por escoamento subsuperficial, escoamento superficial ou lagoa de tratamento, o destino dos contaminantes depende da capacidade de remoção individual de cada tipo de sistema. Para o wetland citado, as plantas não são submersas na água, mas, antes, a água escorre horizontalmente por uma camada de pedregulho, permitindo maior área superficial para atividade microbiológica e crescimento. No escoamento superficial a água é exposta para atmosfera e as plantas são enraizadas

no terreno em vários tipos de substrato. A remoção de contaminantes pode ser menos eficiente no wetland, pois este possui menos substrato disponível para crescimento microbiológico. Já a remoção de contaminantes pode ser maior no escoamento superficial e nos sistemas aquáticos – como as lagoas de tratamento, pois ambos contêm mais espaço para crescimento bacteriano.

Segundo Gerba (1999), os resultados obtidos para a lagoa de tratamento foram: remoção de 98% e 89% para *Giardia cysts* e *Cryptosporidium oocysts* e redução de 61% de coliformes fecais, de 62% para coliformes totais e aproximadamente 40% para "coliphage".

No sistema wetland, houve redução de 98% para os coliformes totais, 93% para os coliformes fecais, 73% para *Giardia cysts* e 58% para *Cryptosporidium oocysts*.

No escoamento superficial, a remoção foi de 99% e 98% para coliformes totais e fecais, respectivamente, 88% para remoção de *Giardia cysts*, 69% para *Cryptosporidium oocysts* e 95% para "coliphage".

Uma associação de sistemas no tratamento de efluentes sanitários, com uso de lagoa (para remoção de parasitas) e wetland, ou escoamento superficial (para remoção de bactérias e vírus), poderá ser muito eficiente na remoção dos diferentes microrganismos patogênicos.

Escoamento subsuperficial

Segundo Lucas Filho (2000), a disposição controlada no solo permite que o efluente percolado subsuperficialmente no terreno sofra tratamento no interior do solo, fazendo-o se comportar como camada filtrante. Isso possibilita ações de adsorção e atividades dos microrganismos, os quais usam a matéria orgânica contida nos despejos como alimento, convertendo-a em matéria mineralizada (nutrientes) que fica à disposição da vegetação. Essas matérias mineralizadas são muito convenientes na recuperação dos solos agrícolas, proporcionando, no caso dos efluentes líquidos dispostos no sistema solo–plantas, reflexos positivos nas condições socioeconômicas regionais. Essa técnica de disposição no solo também é eficiente na remoção de patogênicos e constitui uma atividade essencialmente de reciclagem do solo e da água.

Em trabalho realizado por Lucas Filho (2000), apesar de o efluente conter baixa carga orgânica, os módulos de escoamento subsuperficial apresentaram boa eficiência na remoção de DQOt acima de 50%, DQOf com média de 52%, COT com média de 54% e sólidos suspensos com médias superiores a 70%, o que representa uma solução muito boa para a região do semi-árido nordestino, tanto do ponto de vista ambiental como econômico.

Em relação à remoção de nutrientes, Lucas Filho (2000) obteve média superior a 9 para o nitrogênio amoniacal e a remoção de fósforo obteve média de 91%,

concluindo que, sendo baixa a concentração de matéria orgânica, esse resultado mostrou eficiência bastante considerável, principalmente pelo contato da água residuária com a matriz solo e sua capacidade – limite da adsorção, contando inclusive com a participação da cobertura vegetal.

O processo se mostrou bastante eficiente na remoção de coliformes fecais, sendo excelente na maioria das medições (valores abaixo de 1000 UFC/100 ml), apenas apresentando alguns valores pontuais menos significativos quando ocorreram alguns fenômenos como intensidade de precipitação, etc.

Desinfecção natural pela luz solar

A desinfecção pela ação da luz solar é uma prática antiga usada principalmente para água, pois a luz solar tem efeito bactericida. Esse processo foi observado pela primeira vez por Downes e Blunt, em 1877 (Conroy *et al.*,1996), sendo que o comprimento de onda da radiação ultravioleta tem papel preponderante nesse efeito (Bernardes *et al.*, 1999).

A radiação ultravioleta tem alto grau de inativação de microrganismos patogênicos em curto tempo de contato e não produz subprodutos tóxicos que afetem o meio aquático ou os sistemas de distribuição de água de abastecimento (Whitby & Palmateer, 1993).

Davies-Colley *et al.* (1999), trabalhando com efluente de lagoas de estabilização, concluíram que a desinfecção depende da intensidade da luz solar e da temperatura. A sazonalidade também afeta o processo, sendo que no verão há maior incidência de luz solar e aumento da temperatura, o que promove desinfecção mais eficiente. Por essa razão, a aplicação do método de desinfecção por radiação solar é muito interessante no Brasil, já que é um país de clima quente e dispõe de sol forte em quase todas as estações do ano.

Além da variação anual da intensidade luminosa, também ocorre variação diária. Quando o céu fica encoberto ou parcialmente encoberto por nuvens, a intensidade dos raios UV diminui, provavelmente diminuindo também o efeito bactericida. Essa intensidade deve variar na superfície do solo que recebeu cobertura vegetal. Se a área irrigada com efluente sanitário para uma cultura sofrer diferentes graus de intensidade luminosa durante o período de plantio/colheita, efetivamente a sobrevivência dos microrganismos será afetada.

Ao contrário de outros desinfetantes com ação química, a radiação ultravioleta atua fisicamente, atingindo principalmente os ácidos nucléicos dos microrganismos, desestabilizando-os. São formados dímeros de timina que prejudicam a replicação de DNA e o sistema de reparação do mesmo, promovendo mutações. Os raios UV também induzem reações fotoquímicas na matéria orgânica natural, aumentando a

concentração de superóxidos (O^{2-}), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e radicais hidroxila (OH^-). Eles podem causar danos aos microrganismos pelos componentes da oxidação celular (Oates *et al.*, 2003).

A absorbância dos raios solares também aumenta a temperatura do meio. Temperaturas maiores do que a máxima suportada para a sobrevivência dos microrganismos, impedem a função das proteínas, desnaturando-as e causando a morte dos patógenos (Oates *et al.*, 2003).

Porém, algumas bactérias são capazes de reparar seu próprio DNA após danos causados pela exposição aos raios UV. Wegelin *et al.* (1994), demonstraram que, após 24 horas, considerável número de reparações do DNA das bactérias estudadas foi encontrado, indicando que as bactérias possuem mecanismo de reparação do DNA.

No experimento realizado por Davies-Colley *et al.* (1999) em lagoas de estabilização, foram identificados os componentes do espectro solar responsáveis pela inativação dos microrganismos; tais componentes incluem UVB (290-320 nm), UVA (320-400 nm) e a faixa de luz visível entre o azul e o verde (400-550 nm). Também foi concluído nesse estudo que todos esses componentes são responsáveis pela desinfecção, sendo que o mais eficiente é o UVB, pois dominou a inativação de *E. coli* e vírus.

Além dos fatores já citados, pode-se também levar em consideração o ângulo de incidência dos raios solares, a hora do dia e o mês do ano em que eles incidem, bem como a latitude dessas regiões geográficas (Oates *et al.*, 2003).

O tempo de exposição à luz solar também é importante, porque pouco tempo de exposição não garante a desinfecção. Segundo Oates *et al.* (2003), há um pico ótimo de exposição no qual a maioria dos microrganismos não sobrevive e, de acordo com seu trabalho, esse pico seria de 5 horas a partir do início da exposição.

A eficiência da desinfecção por luz solar depende do tipo de patógeno para o qual está sendo utilizada, sendo mais eficiente para bactérias e vírus. No caso de protozoários, que formam cistos quando estão em ambiente hostil, a desinfecção por agentes físicos ou químicos é mais difícil, assim como os vermes (Burch *et al.*, 1999).

Riscos para a saúde

O Capítulo 2 do volume 1 deste livro trata desse assunto com a abrangência necessária a seu entendimento. Apenas serão retomados alguns aspectos relativos à natureza dos problemas envolvidos na disposição de efluentes no solo.

A utilização de esgoto na irrigação envolve riscos à saúde da população, especialmente quando os efluentes não são submetidos a tratamento adequado. Os microrganismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e vermes) são os principais agentes causadores de problemas sanitários, tendo em vista que as concentrações de

produtos químicos tóxicos (metais pesados e outros), em princípio, são inferiores aos limites máximos admissíveis para efluentes de ETE, mesmo nas regiões mais industrializadas do país. Portanto, a principal questão reside na definição do risco de infecção aceitável, associado diretamente ao grau de tratamento e ao padrão de qualidade dos efluentes, seletividade de culturas, procedimentos operacionais e outras medidas que garantam a segurança sanitária. Com base nesse cenário e em consenso no meio técnico-científico, o problema pode ser abordado sob a ótica do risco de saúde, definindo dois conceitos importantes: risco real e risco potencial (Cartaxo, 2003).

Segundo Andrade Neto (1997), o risco potencial ou teórico é inferido com base na simples ocorrência de patogênicos no meio de transmissão, enquanto o risco real é deduzido a partir de evidências epidemiológicas.

A transmissão de doenças, cujos agentes etiológicos são veiculados nas águas residuárias utilizadas na irrigação, geralmente ocorre pelo contato direto entre o hospedeiro suscetível e o efluente ou pela ingestão de alimentos contaminados. Essas formas de contágios revelam evidências importantes para a definição da população vulnerável, que, segundo Bastos (1999), pode ser enquadrada em quatro categorias, tecnicamente denominadas grupos de risco, conforme exposto a seguir:

- consumidores de vegetais contaminados (frutas e verduras ingeridas cruas);
- consumidores de carne de animais infestados (bovinos e/ou suínos que se alimentam nas áreas irrigadas com efluentes);
- trabalhadores rurais (operadores dos sistemas de irrigação e tratadores de animais criados em pastoreio no perímetro irrigado);
- público residente nas proximidades da área irrigada com esgoto (os aerossóis produzidos por aspersores no processo de aguação são potencialmente respiráveis pelos humanos).

A busca de evidências concretas sobre a transmissão de doenças aos grupos de risco motivou Shuval *et al.* (1986), citados pela OMS (1989), a fazerem minuciosa revisão bibliográfica em estudos epidemiológicos, realizados no âmbito de vários perímetros irrigados com esgoto. Esse trabalho revelou informações importantes sobre o contágio dos grupos de risco, conforme conclusões dos autores, resumidas a seguir:

- Ocorrem excessivas contaminações por nematódeos intestinais (*Ascaris lumbricoides, Ancylostoma duodenale, Necator americanus* e *Enterobius vermicularis*) quando a irrigação é feita com esgoto bruto, tanto nos consumidores de vegetais quanto nos operários rurais, especialmente quando estes trabalham descalços.
- Não há contaminação excessiva por nematódeos intestinais em consumidores e agricultores quando o esgoto usado na irrigação é tratado.
- A cólera e a febre tifóide podem ser transmitidas por verduras irrigadas com água residuária não tratada.

- A teníase, provocada pelo platelminto cestódeo (*Taenia saginata*), pode acometer o gado bovino que pastar em áreas irrigadas com esgoto bruto, porém o risco real de contaminação humana não está bem estudado. Todavia, existe.
- Há poucas evidências sobre a contaminação de populações residentes nos arredores de áreas irrigadas com esgoto bruto, especialmente quando praticam bons hábitos higiênicos.
- A irrigação por aspersão, com esgoto tratado, pode dispersar vírus e bactérias no interior dos aerossóis, porém não foi identificado risco real de transmissão de infecções por essa via. Andrade Neto (1997) acredita que esse fato é decorrente da imunidade às doenças entéricas virais endêmicas, já adquiridas por expressivo porcentual da população.

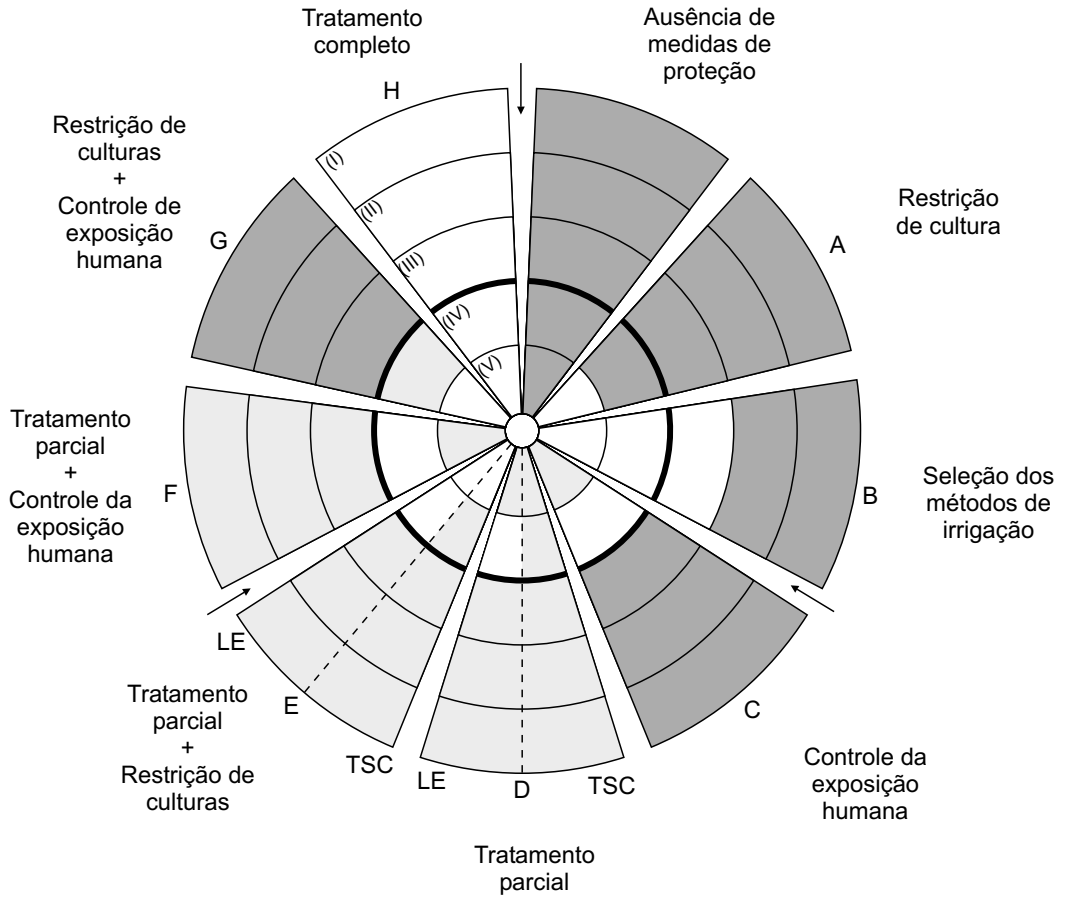
A OMS (1989) recomenda a adoção de quatro medidas importantes para proteção da saúde pública quando se pretende usar esgoto sanitário na irrigação: 1. tratamento das águas residuárias; 2. restrição às culturas a serem irrigadas; 3. controle da classe da água utilizada e da exposição humana (seleção dos métodos de irrigação mais algumas medidas pontuais: utilização de luvas, botas, etc.); e 4. fomento à prática da higiene doméstica e pessoal.

As duas primeiras recomendações são as mais divulgadas em todo o mundo. Entretanto, um conjunto ótimo de medidas somente é obtido quando o planejamento leva em consideração os condicionantes socioculturais, institucionais e econômicos de cada lugar.

Blumenthal *et al.* (1989), citados pela OMS (1989), propuseram um modelo gráfico (Figura 8.1), através do qual é possível avaliar o grau de risco de contaminação imposto aos trabalhadores rurais e aos consumidores em função dos efeitos produzidos pelas quatro recomendações da OMS (barreiras sanitárias), quando interpostas ao modelo com o propósito de interceptar o percurso dos agentes etiológicos.

O diagrama de avaliação de risco proposto é esquemático, tem forma circular e apresenta cinco coroas concêntricas, que representam os elementos participantes de um sistema de irrigação. Esses elementos estão distribuídos, do raio maior para o menor, da seguinte forma: água residuária, campo de irrigação, cultura irrigada, trabalhador rural e consumidor.

Os microrganismos patogênicos correspondem às três setas que apontam para o interior do diagrama com o propósito de atingir seu centro. A circunferência desenhada com linha preta, espessa, representa um obstáculo que, ao ser ultrapassado pelos parasitas, expõe os trabalhadores rurais e os consumidores – representados por duas coroas circulares situadas entre o obstáculo e o centro do diagrama – à contaminação.

O diagrama também está dividido em nove segmentos circulares que variam de A a H e representam as barreiras sanitárias, aplicadas de forma simples ou combinada.

Convenções:

(I) – Água residuária
(II) – Campo de irrigação
(III) – Cultura (lavoura)
(IV) – Trabalhador
(V) – Consumidor
LE – Lagoa de estabilização
TSC – Tratamento secundário convencional

Risco elevado | Risco reduzido | Risco controlado | Percurso dos patógenos | Barreiras sanitárias

Figura 8.1 Diagrama de avaliação de riscos de contaminação humana, considerando o efeito de medidas de controle sanitário aplicadas em sistema de irrigação com esgoto. *Fonte*: Adaptado de Blumenthal *et al*. (1989), apresentado por OMS (1989).

A intensidade do sombreamento nos setores circulares denota o grau de contaminação em águas residuárias, campo de irrigação e culturas, respectivamente, correspondente ao risco imposto a consumidores e trabalhadores rurais. A parte branca não sombreada indica a suposta ausência de risco para a saúde humana, sugerindo que as barreiras sanitárias interpostas são adequadas ao tipo de reúso pretendido.

Os comentários alusivos às diversas situações propostas no diagrama são apresentados a seguir (Cartaxo, 2003):

- *Barreira A* – Restrição de culturas (irrigação restrita). A análise do modelo revela que essa solução, quando aplicada isoladamente, protege somente os consumidores e não traz benefícios para os trabalhadores. Isso porque não estabelece padrões para a qualidade do efluente usado na irrigação, se atendo apenas ao tipo de cultura que não deve ser ingerido cru ou crescer rente ao solo.
- *Barreira B* – Seleção dos métodos de irrigação. Essa barreira pode reduzir a contaminação das plantas e dos trabalhadores rurais. Portanto, visa, simultaneamente, à proteção dos agricultores e dos consumidores, uma vez que os vários métodos de irrigação – inundação, sulco, aspersão, gotejamento e irrigação subsuperficial – podem minimizar ou potencializar o contato entre os atores envolvidos: água residuária, plantas e trabalhadores rurais.
- *Barreira C* – Controle da exposição humana. Essa barreira visa a reduzir a possibilidade de contaminação dos trabalhadores rurais e, eventualmente, de alguns tipos de culturas, beneficiadas em função de procedimentos operacionais corretos, revertendo alguma proteção sanitária para os consumidores. Todavia, os cuidados estabelecidos nem sempre são cumpridos de forma sistemática e correta, motivo pelo qual tanto os trabalhadores quanto os consumidores são beneficiados apenas com a redução parcial do risco.

  Em linhas gerais, as medidas de controle da exposição humana são materializadas por ações pontuais impostas aos funcionários, como uso de botas, luvas, macacão, batas, máscaras, óculos, ferramentas adequadas ao tipo de trabalho e outros paramentos especiais, as quais permitam realizar as tarefas em condições de segurança.
- *Barreira D* – Tratamento parcial do esgoto. O setor circular destinado à representação dessa barreira contempla dois tipos de tratamento: lagoas de estabilização (LE) e tratamento secundário convencional (TSC). O primeiro (LE) é capaz de eliminar os ovos de helmintos, protegendo os agricultores e consumidores. Entretanto, o decaimento bacteriano apenas reduz o risco de contaminação dos consumidores de verduras, não chegando a eliminá-lo. O segundo tipo (TSC) não garante a redução total dos ovos de helmintos nem das bactérias, portanto, trabalhadores e consumidores apenas serão submetidos a um risco menor.

- *Barreira E* – Tratamento parcial do esgoto combinado com restrição de culturas. Semelhantemente à barreira D, foram previstos dois tipos de tratamentos: lagoas de estabilização (LE) e tratamento secundário convencional (TSC). Ao implantar o tratamento parcial combinado com a restrição de cultura, consumidores e trabalhadores estarão protegidos quando o tipo de tratamento for lagoa de estabilização. Porém, quando for TSC, os trabalhadores estarão expostos a um risco menor, enquanto os consumidores ficarão protegidos.
- *Barreira F* – Tratamento parcial do esgoto mais controle da exposição humana. Neste caso, foi previsto apenas um tipo de tratamento, por meio de lagoa de estabilização (LE). Ao implantar o tratamento parcial combinado com o controle da exposição humana, os trabalhadores estarão protegidos, enquanto os consumidores ficarão expostos a um risco menor.
- *Barreira G* – Restrição de culturas mais controle da exposição humana. Esta combinação de barreiras, sem o efluente receber qualquer tipo de tratamento, pode reduzir consideravelmente o risco dos trabalhadores rurais e proteger os consumidores.
- *Barreira H* – Tratamento completo. Corresponde a um conjunto de lagoas operando em série ou sistema equivalente, em termos de remoção de patogênicos. O efluente desse sistema deverá atender ao padrão de qualidade microbiológica estabelecido pela OMS para irrigação com esgoto de áreas que se enquadrem na categoria A – culturas consumidas cruas e campos de esporte –, cujos parâmetros são transcritos a seguir:
  - Nematódeos intestinais (*Ascaris lumbricoides, Ancylostoma duodenale,* e *Necator americanus*) – a média aritmética do número de ovos durante o período de irrigação deve ser ≤ 1 ovo/L.
  - Coliformes fecais (CF) – a média geométrica do número de CF durante o período de irrigação deve ser ≤ 1.000 CF/100 ml (OMS, 1989).

Esse tipo de solução oferece plena proteção a consumidores e a trabalhadores agrícolas. Tal afirmação, emitida pelos autores do diagrama de avaliação de risco, deve ser compreendida como uma apreciação de caráter relativo, tendo em vista que nenhum dos sistemas de tratamentos citados no método em estudo confere plena e total proteção sanitária.

Descrição da tecnologia utilizada no PROSAB

Projetos na Unicamp

Projeto de irrigação com efluente anaeróbio em cultivo de milho: reúso

a) Local

Foi instalado um sistema de irrigação em uma área experimental vizinha à Estação Tratamento de Esgoto da Graminha, pertencente à empresa Águas de

Limeira S.A., em Limeira, SP, nas coordenadas 23°33'S e 47°24'W, com altitude de 570 m.

b) ETE e efluente

O efluente aplicado no sistema provém de filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com biomassa fixa em leito de bambu e tempo de detenção de 3 horas, o qual recebe esgoto doméstico do bairro Graminha. A caracterização desse efluente se encontra na Tabela 8.1.

Tabela 8.1 Características do esgoto bruto e do efluente anaeróbio aplicado nas parcelas irrigadas.

Parâmetros	Esgoto bruto	Efluente do filtro anaeróbio
pH (mín. e máx.)	6,4 a 7,4	6,9 a 7,3
DBO total (mg/L)	355,1 ± 116,9	159,2 ± 64,1
DBO filtrada (mg/L)	129,4 ± 86,4	77,5 ± 36,7
N-Nitrito (mg/L)	0,23 ± 0,12	0,07 ± 0,03
N-Nitrato (mg/L)	0,6 ± 0,4	0,3 ± 0,3
Coliformes totais (NMP/100 ml)	$1,21 \times 10^8$	$1,86 \times 10^7$
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	$6,3 \times 10^6$	$4,2 \times 10^6$
Escherichia coli (NMP/100 ml)	$6,30 \times 10^6$	$2,79 \times 10^6$
Helmintos (organismos/L)	24 a 54	24-48
Protozoários (organismos/L)	120-132	90-234

O sistema de irrigação foi aplicado para três cenários. O primeiro é a irrigação com o efluente secundário e o solo em condições naturais. O segundo, a irrigação com água limpa em solo enriquecido com nutrientes, conforme os resultados analíticos e recomendação do Boletim Técnico do IAC. O terceiro consta da irrigação com água limpa em solo natural, sem que haja adubação, portanto, cenário branco.

Para cada cenário há três parcelas, nas quais foram aplicadas lâminas hídricas (Hi) diferenciadas de irrigação, correspondentes às profundidades de irrigação de 20 cm, 40 cm e 60 cm. A profundidade de irrigação corresponde à profundidade do perfil do solo que se deseja irrigar. Tais valores foram escolhidos em função do cultivo, que, no caso do milho, se recomenda a profundidade de irrigação de 40 cm (Vieira, 1999). A partir desse valor foi escolhida uma profundidade mais conservadora (20 cm) e outra menos (60 cm).

O conjunto dos três cenários com as três parcelas definem a composição de um bloco. Sendo assim, foi implantado um sistema composto por três blocos (para compor o critério da repetibilidade e ser analisado estatisticamente). Cada parcela tem 4

sulcos rasos de 4 m de comprimento cada; no meio de cada parcela instalaram-se três coletores de drenagem livre a 25, 50 e 75 cm de profundidade. Após a instalação dos coletores executou-se o plantio de milho.

O estudo foi desenvolvido para quatro safras, em períodos de estiagem e chuvas. A cultura implantada foi o milho AG 405. Na região prevalece o latossolo vermelho-amarelo, cuja recomendação da taxa de irrigação indicada pela EPA está entre 0,22 e 1,17 L/s.ha, sendo possível estimar que ela se encontre entre 0,5 e 1,0 L/s.ha. A Figura 8.2 apresenta o esboço de uma parcela, ressaltando os limites de bordadura.

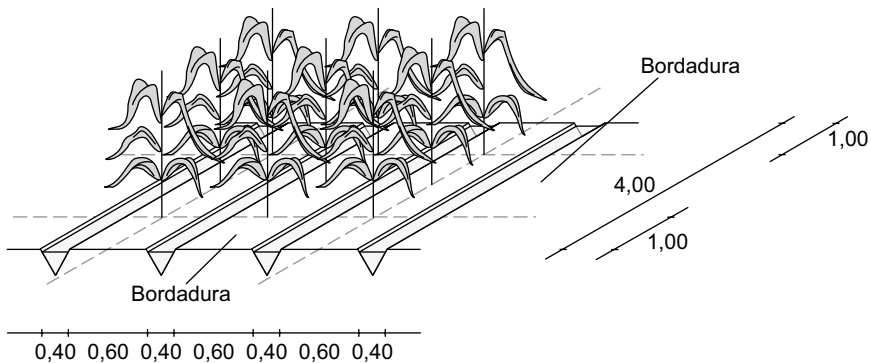



Figura 8.2 Esquema de uma parcela, com identificação das linhas de bordadura e dos sulcos.

O efluente foi disposto em um sistema de irrigação por sulcos rasos cujas parcelas tiveram a seguinte configuração: cinco linhas de plantio e quatro sulcos intermediários com 4 m de comprimento e 1 m de bordadura em cada extremidade. A distância entre cada linha de cultivo foi de 1 m.

Para monitorar a qualidade da água subterrânea foram instalados 11 poços no terreno, sendo 4 localizados no cenário água + adubo e 6 no cenário efluente, entre as parcelas de diferentes cargas hidráulicas (Figura 8.3). Foi montado 1 poço, denominado controle (Poço 1), fora da área de plantio. A Figura 8.4 ilustra o aspecto externo de um poço de coleta de água subterrânea; alguns poços foram revestidos internamente e outros não, a fim de avaliar a interferência do revestimento na qualidade da água coletada. A disposição dos poços obedeceu ao sentido do fluxo da água subterrânea e à ordem crescente das cargas hidráulicas, da esquerda para a direita, lâmina correspondente à profundidade de irrigação de 20, 40 e 60 cm.

Do total de 11 poços, 9 foram montados com tubos de PVC de diâmetro nominal igual a100 mm, com uma base fixa (cap). Para permitir a entrada da água nos poços, foram feitas perfurações de diâmetro de 5 mm, com espaçamento de 1 cm até a altura de 1 m a partir da base. Os tubos foram envolvidos por uma camada de brita

nº 1, com a finalidade de dar suporte aos tubos e impedir o entupimento dos furos. Para impermeabilização dos poços foi utilizado um selo de bentonita no solo, seguido de uma laje de proteção sanitária. Os dois poços restantes foram montados substituindo a camada de brita por areia média, sendo necessária uma tela, em náilon, de proteção entre o tubo e a camada de areia. Esses poços foram construídos com a finalidade de avaliar a influência da camada de areia nas características da água.

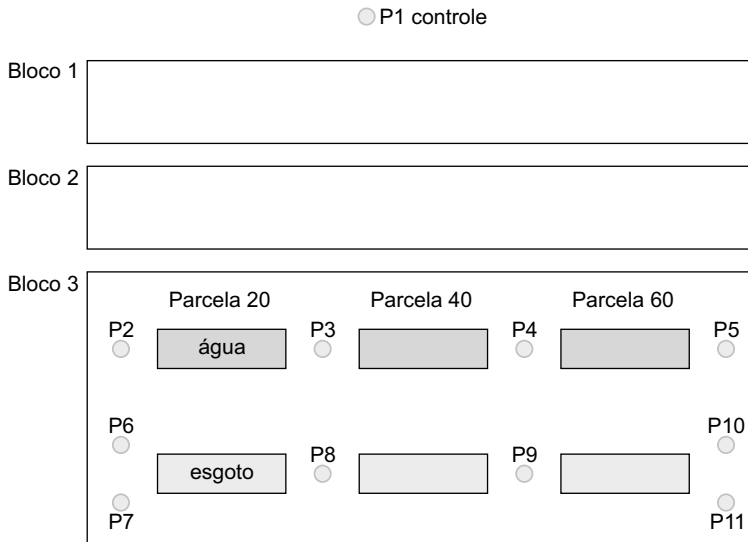



Figura 8.3 Esquema de disposição dos poços de monitoramento na área experimental, para os cenários água = adubo e efluente, no bloco 3.

Figura 8.4 Detalhe do aspecto externo de um poço de coleta da água subterrânea.

O efluente aplicado no sistema era proveniente de filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com biomassa fixa em leito de bambu e tempo de detenção de 3 horas, os quais recebiam esgoto doméstico. A caracterização desse efluente se encontra na Tabela 8.1.

Os resultados obtidos para concentração de nitrato nos vários poços de monitoramento (Figura 8.5) indicam que não houve problema de contaminação do lençol freático, pois em momento algum os valores ultrapassaram o limite máximo recomendado para consumo humano, conforme Portaria 1469/00 do MS, de 10 mg/L em N.

Em princípio, a aplicação de efluente não modificou a qualidade da água dos poços, pois os valores de concentração de nitrato sempre foram inferiores aos valores encontrados nos poços contidos na parcela que recebia água + adubo.

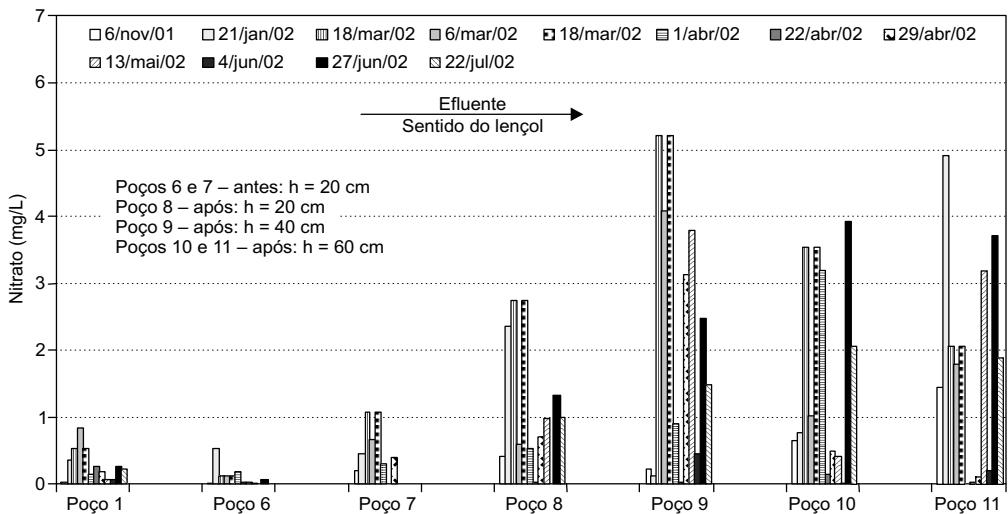



Figura 8.5 Concentração de nitrato (mg/L) nos poços de coleta do lençol subterrâneo.

Os valores obtidos no período de chuva foram aqueles que apresentaram as maiores concentrações de nitrato, quando ocorreram os valores máximos para todo o período de estudo. Já no período de seca, os poços da parcela com água + adubo e o da parcela com efluente não apresentaram diferenças significativas, indicando que a lixiviação do composto está diretamente relacionada à precipitação pluviométrica local, pois a aplicação do efluente não excedia a capacidade de campo do solo.

Os resultados de *S. fecaelis* (Figura 8.6) demonstram que não houve alteração significativa na concentração desses microrganismos no aqüífero. O resultado do poço controle, em todas as épocas das coletas, apresentou comportamento relativamente idêntico aos demais poços situados sob as parcelas de irrigação, podendo-se afirmar que as concentrações não foram afetadas pelo efluente.

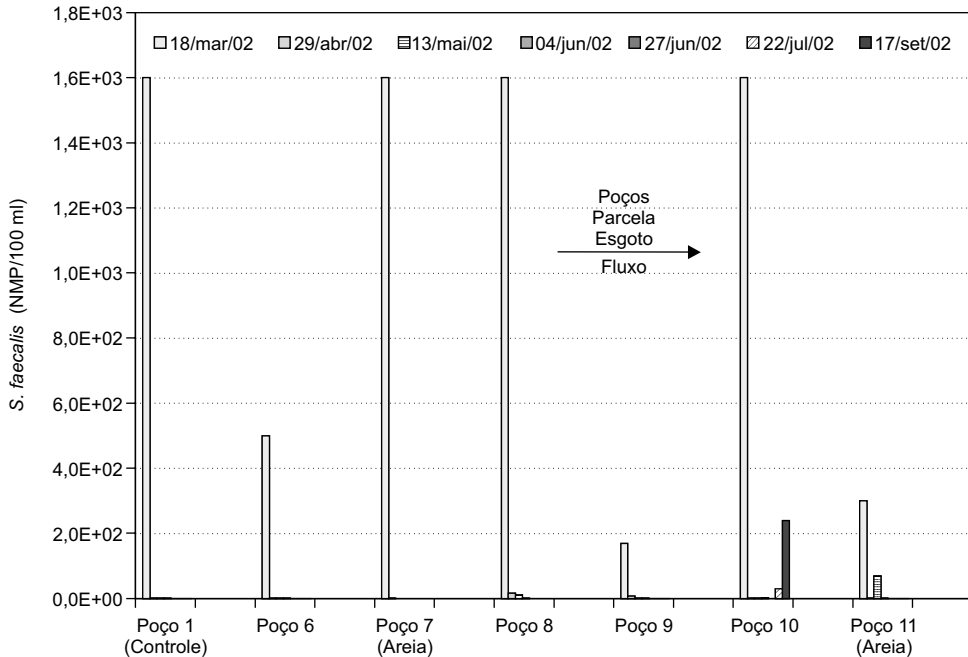



Figura 8.6 Resultados da concentração de *Estreptococus faecalis* no lençol freático, situado na área das parcelas de milho irrigadas com efluente sanitário.

A concentração de *E. coli* no aqüífero não sofreu mudança significativa na área de tratamento. Amostras coletadas no poço controle e nos demais poços apresentam valores muito próximos, indicando um comportamento muito similar e que, provavelmente, se trata da característica do próprio lençol freático.

Analisando os resultados apresentados na Figura 8.7, verifica-se que os valores da concentração estão próximos e inferiores a 1000 coli/100 ml.

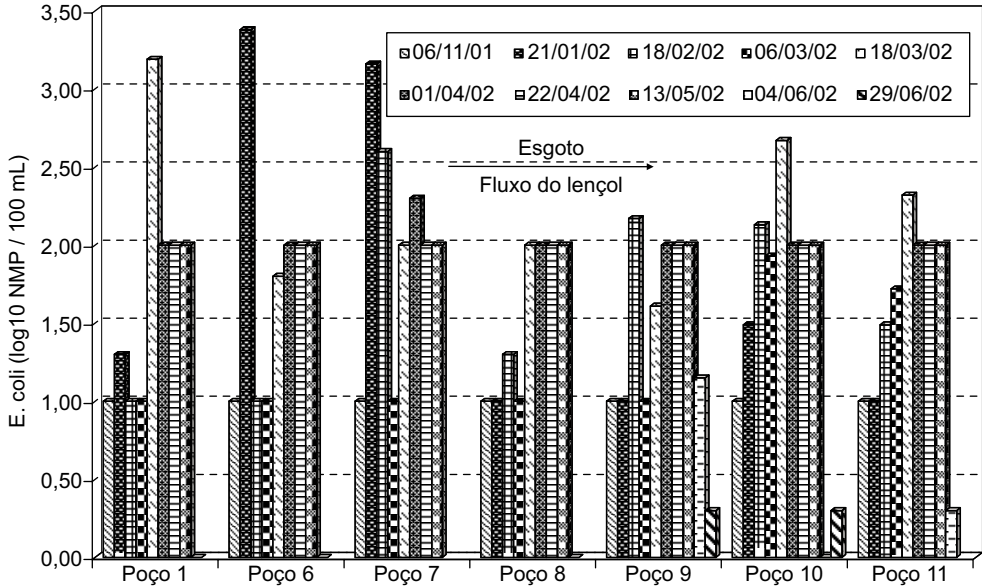



Figura 8.7 Resultados da concentração de *E. coli* no lençol freático situado na área das parcelas de milho irrigadas com efluente sanitário.

Projeto de pós-tratamento de efluente anaeróbio em filtros de areia para posterior reúso agrícola

A construção dos filtros de areia tem por base a NBR13969/1997 e a EPA (1980), adotando os itens de cada uma dessas normas que melhor se adaptem às condições ambientais e econômicas existentes no Brasil. A areia grossa utilizada foi a mais comumente encontrada na região de desenvolvimento do projeto, sendo cuidadosamente lavada anteriormente à colocação no interior dos filtros para a retirada de qualquer material que pudesse interferir no experimento.

Os ensaios físicos dessa areia apresentaram valores de U = 3,9 (D_{60}/D_{10}) e De = 0,420 mm (D_{10}), sendo considerada areia grossa de construção civil.

As cargas hidráulicas de aplicação estudadas neste trabalho são as de 20, 40, 60, 80 e 100 L/m^2.dia. Cada uma delas foi aplicada na superfície de todos os quatro filtros de areia por um período de três meses.

As aplicações do efluente foram efetuadas em uma única etapa (freqüência de 1 vez/dia), ou seja, todo o volume foi disposto sobre as superfícies dos filtros em um curto intervalo de tempo, através das tubulações de alimentação. A Figura 8.8 apresenta o esquema da montagem do sistema.

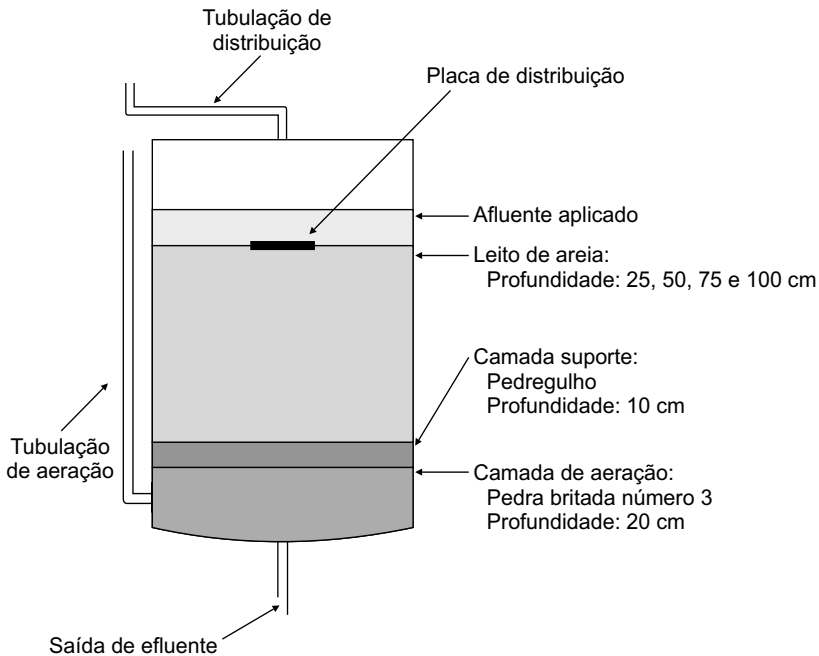



Figura 8.8 Esquema dos filtros de areia.

O efluente sanitário nos filtros foi proveniente de um conjunto de filtros anaeróbios, como o apresentado na seção *Projeto de irrigação com efluente anaeróbio em cultivo de milho – reúso*. Foram construídos quatro filtros de areia contendo camadas de areia em espessuras de 0,25, 0,50, 0,75 e 1,00 m (F025, F050, F075, F100).

As Figuras 8.9 e 8.10 e as Tabelas 8.2 e 8.3 apresentam os resultados da remoção natural de coliformes totais e fecais nos filtros de areia.

A remoção de coliformes totais e fecais nas baixas cargas hidráulicas é elevada para todos os filtros, sendo que o F100 (filtro com espessura de camada igual a 1 m), na maioria dos casos, apresenta valores iguais a zero (coliformes/100 ml), portanto, eficiência total na remoção para o período estudado. Aumentando os valores das cargas hidráulicas de aplicação, ampliam-se os valores da concentração de coliformes totais. Nota-se que nas mais altas cargas o filtro F020 apresenta resultados modestos, ou seja, com remoção que, em alguns casos, não chegou a ser dez vezes inferior ao afluente aplicado. Já o filtro F100, em seu pior resultado, gerou remoção de quatro unidades logarítimicas.

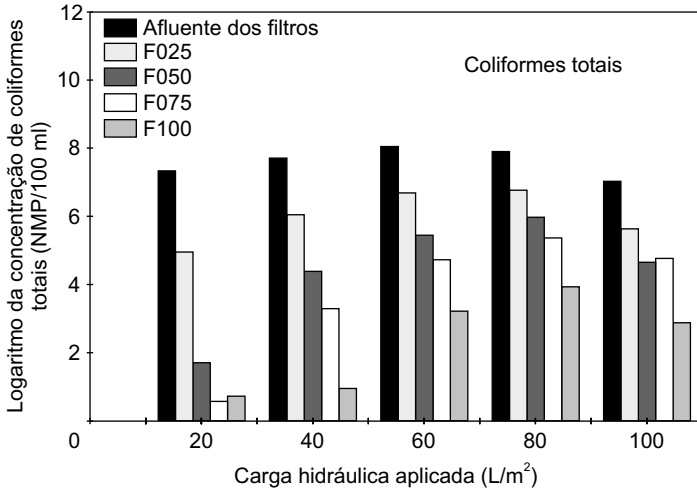



Figura 8.9 Variação da concentração de coliformes totais no esgoto bruto e no afluente dos filtros.

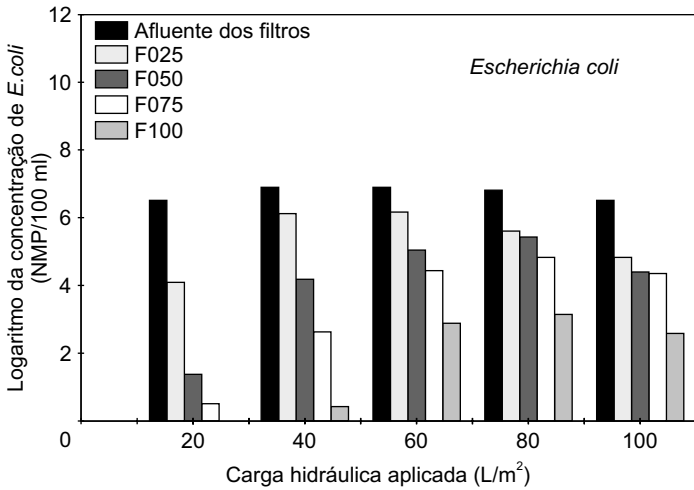



Figura 8.10 Variação da concentração de *E. coli* no efluente dos filtros de areia.

Tabela 8.2 Concentração de coliformes totais nos efluentes dos filtros de areia, nas camadas 0,25, 0,50, 0,75 e 1,0 para diferentes cargas hidráulicas.

Carga hidráulica (L/m^2)	Afluente dos filtros	F025	F050	F075	F100
20	$2{,}08 \times 10^7$	$9{,}57 \times 10^4$	$4{,}95 \times 10^1$	$3{,}75 \times 10^0$	$5{,}37 \times 10^0$
40	$5{,}35 \times 10^7$	$1{,}22 \times 10^6$	$2{,}24 \times 10^4$	$1{,}95 \times 10^3$	$8{,}50 \times 10^0$
60	$1{,}11 \times 10^8$	$4{,}65 \times 10^6$	$2{,}71 \times 10^5$	$5{,}66 \times 10^4$	$1{,}69 \times 10^3$
80	$8{,}17 \times 10^7$	$5{,}33 \times 10^6$	$9{,}26 \times 10^5$	$2{,}15 \times 10^5$	$8{,}53 \times 10^3$
100	$1{,}07 \times 10^7$	$4{,}15 \times 10^5$	$4{,}57 \times 10^4$	$5{,}76 \times 10^4$	$7{,}64 \times 10^2$

Tabela 8.3 Concentração de coliformes fecais nos efluentes dos filtros de areia, nas camadas 0,25, 0,50, 0,75 e 1,0 para diferentes cargas hidráulicas.

Carga hidráulica (L/m^2)	Afluente dos filtros	F025	F050	F075	F100
20	$3{,}55 \times 10^6$	$1{,}27 \times 10^4$	$1{,}97 \times 10^1$	$3{,}16 \times 10^0$	$1{,}00 \times 10^0$
40	$9{,}18 \times 10^6$	$1{,}42 \times 10^6$	$1{,}39 \times 10^4$	$4{,}58 \times 10^2$	$2{,}60 \times 10^0$
60	$1{,}08 \times 10^7$	$2{,}09 \times 10^6$	$1{,}18 \times 10^5$	$2{,}81 \times 10^4$	$8{,}42 \times 10^2$
80	$7{,}48 \times 10^6$	$4{,}49 \times 10^5$	$2{,}82 \times 10^5$	$7{,}43 \times 10^4$	$1{,}38 \times 10^3$
100	$3{,}89 \times 10^6$	$7{,}85 \times 10^4$	$2{,}56 \times 10^4$	$2{,}39 \times 10^4$	$4{,}36 \times 10^2$

Projeto de valas de infiltração para efluente anaeróbio equivalente ao consumo de residência unifamiliar

O projeto foi instalado na Estação de Tratamento de Esgotos da Graminha, conforme projeto do filtro de areia. A instalação foi constituída por um conjunto de reatores cilíndricos, como filtros anaeróbios com volume de 500 L cada, operando com tempos de detenção hidráulico de 3 horas, possuindo enchimento de anéis de bambu, seguido de vala de filtração modificada. O termo vala de filtração modificada foi empregado pois havia várias alturas do meio filtrante, revestido por manta impermeável nas laterais e no fundo, que não são especificamente as recomendações da norma ABNT 13969/1997.

As valas estudadas tinham camada de areia com 0,25, 0,50 e 0,75 m de espessura e aplicaram-se taxas hidráulicas na faixa de 20 a 40 L/m^2.dia (20, 25, 30, 35 e 40 L/m^2.dia) de forma contínua (24 horas por dia). Os ensaios físicos dessa areia

apresentaram valores de U = 4,516 (D_{60} / D_{10}) e De = 0,093 mm (D_{10}), sendo considerada areia média de construção civil. A Figura 8.11 apresenta o esquema do sistema de valas de filtração.

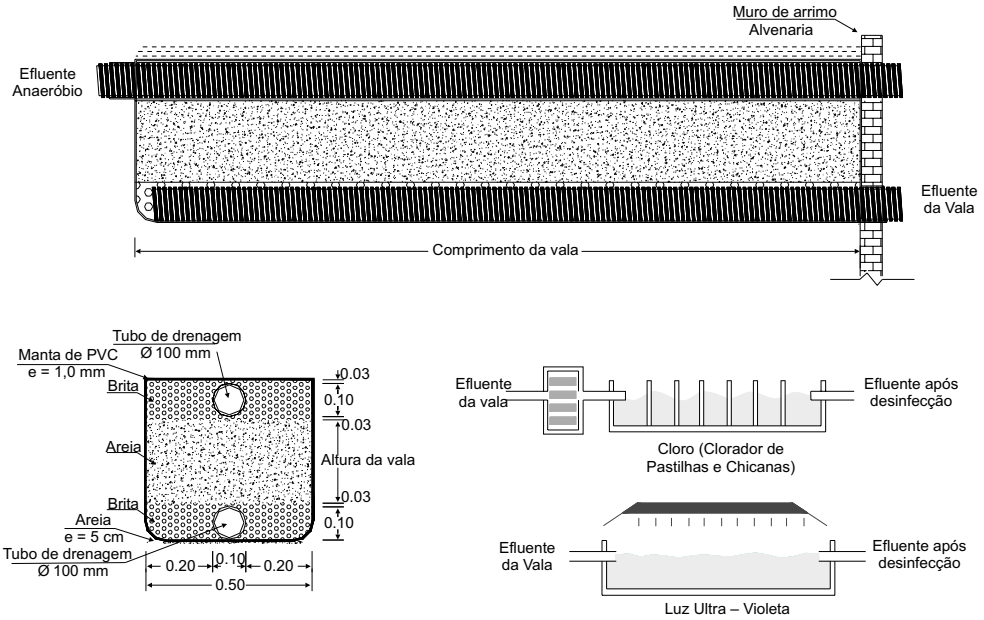



Figura 8.11 Esquema da vala de infiltração e da desinfecção.

A remoção natural de coliformes totais e *E. coli* nos filtros anaeróbios e nas valas teve boa remoção de organismos indicadores de patogenicidade. Nota-se, por meio dos resultados apresentados na Tabela 8.4, que o número de coliformes totais (média geométrica) no efluente bruto, no período estudado, variou de $9{,}35 \times 10^7$ a $8{,}64 \times 10^8$; no afluente às valas variou de $2{,}85 \times 10^7$ a $1{,}64 \times 10^8$; e os valores médios de saída nas valas variaram de $2{,}13 \times 10^3$ (vala 0,75 m na taxa 30 L/m².dia) a $7{,}39 \times 10^4$ (vala 0,25 m na taxa 40 L/m².dia).

Na Tabela 8.5, são apresentados os resultados da eficiência dos filtros anaeróbios e das valas na remoção de coliformes totais em função das taxas aplicadas. Pode-se notar que a eficiência mínima foi igual a 99,5714% na vala 0,25, com taxa 30 L/m².dia; e que a máxima eficiência foi igual a 99,9955% na vala 0,50, com taxa 20 L/m².dia. Nos filtros anaeróbios a menor remoção de coliformes totais foi de 68,2290%.

Tabela 8.4 Valores médios de coliformes totais nas valas de filtração nas taxas de aplicação estudadas.

Coliformes totais	Taxa 20 L/m^2.dia		Taxa 25 L/m^2.dia		Taxa 30 L/m^2.dia		Taxa 35 L/m^2.dia		Taxa 40 L/m^2.dia	
	Média	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**
Efluente bruto	7,03E + 08	6,05E + 08	4,71E + 08	5,49E + 08	9,35E + 07	9,06E + 07	8,64E + 08	1,35E + 09	1,69E + 08	1,56E + 08
Afluente valas	1,64E + 08	4,51E + 07	1,20E + 08	1,15E + 08	2,85E + 07	2,19E + 07	1,01E + 08	8,46E + 07	5,36E + 07	6,69E + 07
Vala 0,25 m	2,36E + 04	3,51E + 04	5,86E + 04	6,27E + 04	1,22E + 05	8,98E + 04	2,25E + 04	1,52E + 04	7,39E + 04	8,96E + 04
Vala 0,50 m	7,45E + 03	5,18E + 03	6,81E + 04	6,00E + 04	3,21E + 03	2,42E + 03	1,60E + 04	2,18E + 04	1,64E + 04	2,23E + 04
Vala 0,75 m	3,46E + 04	3,23E + 04	6,62E + 04	8,81E + 04	2,13E + 03	1,30E + 03	2,81E + 04	9,12E + 03	7,71E + 03	5,91E + 03

DP: desvio-padrão

Tabela 8.5 Remoção de coliformes totais (%) nos filtros anaeróbios e nas valas de filtração nas taxas estudadas.

Coliformes totais	Taxa 20 L/m^2.dia	Taxa 25 L/m^2.dia	Taxa 30 L/m^2.dia	Taxa 35 L/m^2.dia	Taxa 40 L/m^2.dia
Filtro anaeróbio	76,6674	74,5503	69,4892	88,2646	68,2290
Vala 0,25 m	99,9856	99,9512	99,5714	99,9778	99,8621
Vala 0,50 m	99,9955	99,9433	99,9887	99,9842	99,9693
Vala 0,75 m	99,9789	99,9448	99,9925	99,9723	99,9856

Quando se comparam os resultados de remoção de coliformes totais desta pesquisa com os resultados encontrados na literatura, verifica-se que, com taxas maiores, ou seja, até 100 L/m^2.dia, pode-se chegar à eficiência de 99,5%, estes valores para valas de filtração tratando efluente de tanque séptico com altura da camada de areia filtrante igual a 0,75 m. Segundo Kristiansen (1981), há redução de 10^6 para 10^2 coliformes totais em valas de filtração tratando efluente de tanque séptico com camada de areia filtrante igual a 0,70 m.

Quando comparado com os valores relatados pela EPA (1999), em que foram estudados 30 sistemas de valas de filtração, os quais receberam efluentes de tanques sépticos e mostraram remoção de 99% de coliformes totais (redução de $6,82 \times 10^5$ para $7,30 \times 10^2$), sem recirculação, nota-se que as valas desta pesquisa foram mais eficientes, além de haver redução na ordem de 10^7 para 10^3 coliformes totais. Valores próximos e, na maioria das vezes, superiores a 99,57% de remoção de coliformes totais foram obtidos nas valas desta pesquisa nas taxas estudadas. Necessita-se, portanto, de estudos com taxas maiores e maior tempo de operação, a fim de saber se esses valores mantêm-se em taxas mais elevadas, como sugere a NBR 13.969/1997 e a EPA (1999).

Os valores médios de *E. coli* são apresentados na Tabela 8.6, em que se pode notar que no efluente bruto a variação foi de $3,70 \times 10^6$ a $4,96 \times 10^7$ e na entrada das valas, de $6,74 \times 10^6$ a $4,26 \times 10^7$. Na saída das valas, esses valores variaram de $1,17 \times 10^3$ (vala 0,50 m na taxa 35 L/m^2.dia) a $1,06 \times 10^5$ (vala 0,25 m na taxa 30 L/m^2.dia).

Tabela 8.6 Valores médios de *E. coli* nas valas de filtração nas taxas de aplicação estudadas.

E. coli	**Taxa 20 L/m^2.dia**		**Taxa 25 L/m^2.dia**		**Taxa 30 L/m^2.dia**		**Taxa 35 L/m^2.dia**		**Taxa 40 L/m^2.dia**	
	Média	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**	**Média**	**DP**
Efluente bruto	4,96E+07	6,98E+07	4,66E+06	4,51E+06	2,50E+07	2,39E+07	3,70E+06	2,65E+06	5,49E+06	6,87E+06
Afluente valas	1,14E+07	2,11E+06	8,56E+06	2,61E+06	4,26E+07	1,70E+07	6,74E+06	7,31E+06	1,01E+07	2,51E+06
Vala 0,25 m	6,68E+03	5,58E+03	1,90E+03	1,20E+03	1,06E+05	1,23E+05	9,75E+03	4,51E+03	7,10E+03	5,90E+03
Vala 0,50 m	4,40E+03	5,08E+03	6,61E+03	6,89E+03	3,65E+03	3,75E+03	1,17E+03	9,33E+02	8,61E+03	8,44E+03
Vala 0,75 m	1,18E+03	9,82E+02	9,34E+03	1,66E+04	1,76E+03	1,59E+03	1,87E+03	–	1,26E+03	1,34E+03

Tanto a remoção de *E. coli* como a de coliformes totais foram elevadas nas valas de filtração, mas para um futuro reúso desse efluente, visando à segurança sanitária, necessita-se de desinfecção do mesmo, pois a OMS fixa em 10^3 NMP/100 ml de *E. coli* para reúso de efluentes.

Projetos na UFPE

Caracterização do local da pesquisa

A pesquisa da UFPE no PROSAB consistiu em um experimento com aplicação de esgoto tratado para fins produtivos, conduzido na unidade experimental da Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira (ETE Mangueira), no município de Recife, Pernambuco. A sede do município encontra-se 4 metros acima do nível do mar e apresenta 8º04'03" de latitude e 34º55'00" de longitude.

A ETE pertence à Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa), está localizada na região sudoeste da cidade do Recife e encontra-se inserida na bacia hidrográfica do rio Tejipió, cuja área de drenagem é de 93,2 km^2. O clima é quente e úmido, com período chuvoso de pelo menos seis meses (de março a agosto) e período seco de setembro a fevereiro. A precipitação pluviométrica média anual é de 1.800 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 24,2 e 26,4ºC e a umidade relativa do ar, entre 67% e 79%.

Características gerais da ETE e da unidade experimental

A ETE Mangueira atende a uma população de 18.000 habitantes, com vazão média diária de 31,89 L/s e vazões máxima e mínima diárias de 57,64 L/s e 14,55 L/s, respectivamente. A mesma é composta de uma estação elevatória, caixa de areia, reator UASB com oito módulos e uma lagoa de polimento. Para a realização da pesquisa, foram implantados numa área de aproximadamente 800 m^2 quatro blocos, os quais constituíram a unidade experimental de aplicação de efluente doméstico tratado para fins produtivos. Cada bloco, com dimensões de cerca de 160 m^2 (20,0 m × 8,0 m), possuía uma área útil de 7,0 m × 16,0 m, aproximadamente. Na entrada de cada bloco, foi instalado um sistema de controle constituído de registro, hidrômetro e manômetro.

Nos blocos 1 e 2 foram implantadas as culturas da acerola, sendo estas irrigadas com irrigação localizada. Os blocos 3 e 4 foram cultivados com a cultura do milho e irrigados por sulcos de infiltração com efluente da lagoa de polimento e água de abastecimento mais fertilizante químico, respectivamente. A Figura 8.12 mostra um desenho esquemático da ETE Mangueira, destacando as principais unidades operacionais e a de aplicação de efluente doméstico tratado para fins produtivos.

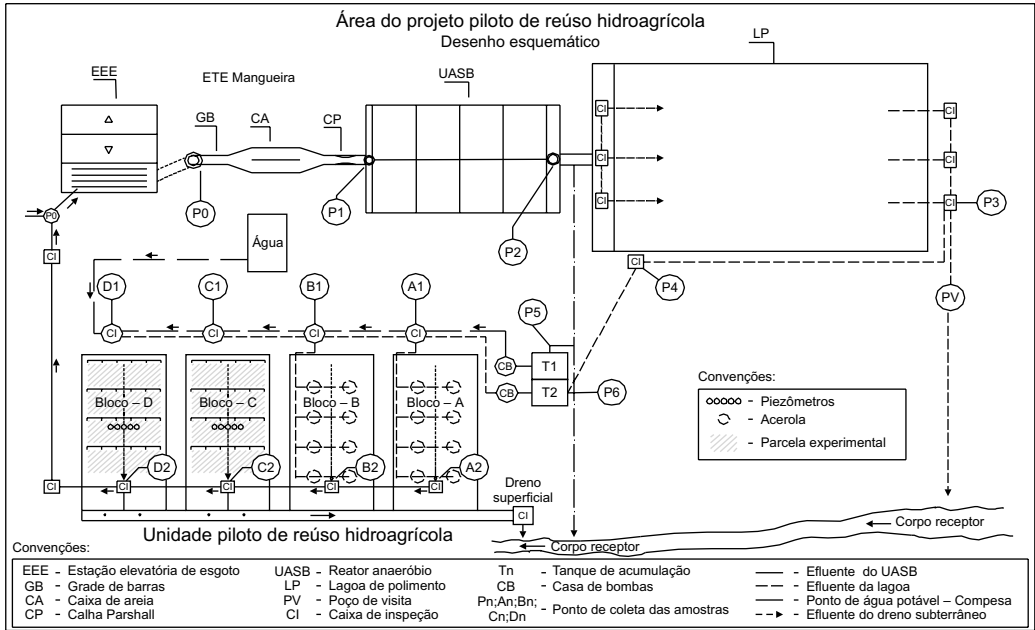



Figura 8.12 ETE Mangueira em Recife e unidade experimental da UFPE.

Caracterização dos efluentes líquidos aplicados

O monitoramento da qualidade físico-química da água de abastecimento e físico-química e bacteriológica do efluente da estação de tratamento de esgoto da ETE Mangueira permitiu conhecer os fatores que limitam sua reutilização nas atividades agrícolas. Os pontos de coleta do efluente são mostrados na Figura 8.11. Nestes, foram realizadas, três vezes por semana, coletas de amostras a serem analisadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE (LSA/UFPE). De modo geral, foram adotados os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/ AWWA/WPCF, 1995). Durante o desenvolvimento da pesquisa foram utilizados dois líquidos com características diferentes na irrigação: água de abastecimento da Compesa e efluente doméstico da estação de tratamento de esgoto. A água de abastecimento foi utilizada na irrigação de um dos blocos de irrigação superficial, enquanto o efluente foi utilizado no outro, com irrigação superficial, e nos blocos de irrigação localizada.

Com base na Figura 8.1, o efluente da ETE Mangueira (lagoa de polimento) utilizado no sistema de irrigação adotado no experimento impôs um risco controlado aos trabalhadores que atuaram na operação da unidade experimental e também poderia ter imposto o mesmo risco aos consumidores, caso existissem. Ou seja, os trabalhadores, seguindo os procedimentos operacionais estabelecidos, e os

consumidores, realizando a higiene adequada para limpar e desinfetar, caso tivessem sido cultivadas frutas, verduras e hortaliças, antes de consumi-las, ambos estariam expostos a um baixo risco de contrair doenças, por trabalharem com este tipo de reúso de água ou consumirem produtos oriundos dessa atividade.

A análise da figura, portanto, revelou um risco à saúde controlado, já que 1. além do esgoto que era tratado por intermédio da UASB, seguido de lagoa de polimento, houve seleção dos métodos de irrigação (usaram-se sistemas de baixo grau de contaminação); 2. as culturas irrigadas não cresceram rente ao solo; e 3. o milho, um dos vegetais cultivados, somente é ingerido após cozimento.

O esgoto tratado na ETE Mangueira poderia ser aplicado e recomendado na irrigação de plantas cerealíferas, como algodão, pastagens e reflorestamento, e de árvores frutíferas, desde que a aguação não se fizesse por aspersores e que fosse interrompida duas semanas antes da colheita, além de nenhum fruto ser colhido no chão.

Caracterização hidropedológica do solo

A caracterização do solo da área objeto de estudo teve por objetivo a compatibilização de sua aptidão agrícola com as águas residuárias. Segundo Andrade (2002), o solo utilizado no experimento foi classificado, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, como gleissolo háplico no 5º nível categórico de classificação (Embrapa/CNPS, 1999). A descrição morfológica mostra que, nas camadas de 0-30 cm e de 30-60 cm, o solo possui material de aterro e apresenta textura média. Na profundidade de 60-89 cm, o solo apresenta textura franco-argilosa, com presença de mosqueado.

A determinação da curva característica de retenção de umidade do solo foi feita utilizando a câmara de pressão de Reichards (Reichards, 1954), pertencente ao laboratório de física do solo da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA). As umidades do solo na base de massa foram obtidas de acordo com os potenciais matriciais de –0,01, –0,033, –0,10, –0,50, –1,0 e –1,5 MPa para as profundidades de 0-30 cm, 30-60 cm e 60-90 cm. A umidade do solo em capacidade de campo foi obtida adotando uma tensão matricial igual a –0,01 MPa e o ponto de murcha permanente igual a –1,5 MPa. A Tabela 8.7 apresenta os valores referentes às tensões de umidade para as respectivas profundidades amostradas.

As características químicas do solo dos blocos experimentais revelaram, de modo geral, que os solos foram classificados como tendo alto teor de matéria orgânica.

Algumas características notáveis que também se destacaram foram: alta fertilidade em nutrientes minerais, como o fósforo e o potássio; pH adequado à disposição de resíduos, conforme Dible & Bartha (1979); e média capacidade de troca catiônica efetiva da camada amostrada de 0-30 cm. A ausência de alumínio (valores nulos) confirmou as condições ideais de não toxicidade para as plantas.

Tabela 8.7 Valores de tensão de umidade do solo.

Profundidade (cm)	Densidade global (g/cm^3)	Umidade %				Água disponível			
		–0,01 MPa	–0,033 MPa	–0,10 MPa	–0,50 MPa	–1,00 MPa	–1,50 MPa	%	(mm/cm)
0-30	1,30	17,09	11,75	8,96	6,76	5,73	4,95	6,80	0,88
30-60	1,45	19,89	15,42	11,61	8,14	6,84	6,43	8,99	1,30
60-90	1,41	24,43	18,12	13,27	9,85	8,26	7,73	10,39	1,46

Manejo do efluente no sistema de irrigação localizada (acerola)

Os dados climatológicos (precipitação e evapotranspiração) foram obtidos diariamente durante todo o período experimental. Para o primeiro, fez-se uso de um pluviômetro Ville de Paris e, para o segundo, de um tanque Classe A. Para a necessidade de irrigação das culturas foram aplicadas taxas de acordo com as ofertas de precipitação e demanda da evapotranspiração.

A tensão de umidade do solo foi monitorada durante o referido período por réguas tensiométricas, cujos tensiômetros se encontravam instalados a 20, 40 e 60 cm de profundidade. As estações tensiométricas 1 e 2 se encontravam instaladas nos blocos 1 e 2 com a cultura de acerola. O manejo adequado dos líquidos tem por objetivo avaliar as perdas por percolação profunda, tendo em vista que excessos de nitrogênio podem levar a processos de degradação do lençol freático.

Resultados

Na Tabela 8.8 são apresentados os resultados médios dos exames bacteriológicos e as análises químicas do líquido percolado nos quatro blocos experimentais da UFPE (pontos A2, B2, C2 e D2), sendo os dois primeiros com cultura de acerola e os dois últimos com cultura de milho. O bloco C se refere ao bloco irrigado com esgoto tratado (A1) e o bloco D, com água mais solução nutritiva.

Tabela 8.8 Resultados de coliformes no líquido percolado dos 4 blocos experimentais.

Pontos de coleta	Coliformes totais (NMP/100 ml)		Coliformes fecais (NMP/100 ml)	
	Mín.E máx.	Média geométrica	Mín.E máx.	Média geométrica
A_1	3,10E+00 a 2,40E+07	1,12E+05	1,00E+00 a 6,70E+05	3,28E+03
A_2	1,00E+00 a 2,41E+03	3,38E+01	1,00E+00 a 2,01E+01	1,84E+00
B_2	1,00E+00 a 5,05E+05	4,17E+01	1,00E+00 a 3,31E+01	1,41E+00
C_2	1,00E+00 a 1,29E+04	1,33E+02	1,00E+00 a 9,80E+01	2,29E+00
D_2	1,00E+00 a 6,48E+02	1,25E+02	1,00E+00 a 5,68E+01	1,76E+00

Projetos na UFRN

O pós-tratamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários pela disposição controlada no solo tem se mostrado um método eficaz e apropriado, porque apresenta uma série de vantagens, incluindo o baixo custo, os benefícios da revitalização do solo para nutrição vegetal e, principalmente, a proteção dos corpos d'água naturais e da saúde pública.

Ao percolar ou escoar no terreno, o efluente sofre tratamento complementar no solo, que se comporta como meio filtrante e possibilita a adsorsão e a bioconverção por microrganismos, que, por sua vez, sofrem competição vital e exposição a condições ambientais adversas e, assim, o processo também é eficiente na remoção de patogênicos remanescentes dos efluentes da ETE.

A retenção física (filtração) nos processos de infiltração-percolação, a sedimentação e a "filtração superficial" no escoamento à superfície e a ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas são os principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos, além da exposição a condições adversas de pH, oxigênio, luz, etc. Na filtração, o solo e as plantas são ativos. A ação dos microrganismos na remoção de patogênicos é tanto direta (competição vital) como indireta, devido às transformações bioquímicas do substrato (Andrade Neto, 1997).

Na UFRN, estudos da disposição de água residuária no solo pelo método do escoamento subsuperficial, aplicado no pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário em tabuleiros inclinados confinados (bacias confinadas com escoamento subsuperficial, revestidas com lona de PVC de

200 mícrons em dupla camada, contendo 30 cm em profundidade de areia franca, com 88% de areia quartzosa média de diâmetro efetivo 0,18 mm e 12% de argila, com drenos de fundo para tomada de amostras a 5,00 m e 10,00 m da cabeceira dos módulos, dotados de cobertura vegetal) concluíram (Lucas Filhos *et al.*, 2001) que o sistema se mostrou bastante eficiente na remoção de coliformes fecais, sendo excelente na maioria das medições (valores abaixo de 1.000 UCF/100 ml), apenas apresentando alguns valores pontuais menos significativos quando ocorreram chuvas intensas.

No entanto, a mesma equipe da UFRN, no âmbito do PROSAB, também realizou pesquisas sobre o processo de infiltração em dois reatores distintos (uma bacia de infiltração em solo arenoso natural, com dimensões de 3,50 m × 3,50 m, e uma coluna de infiltração, com 4,65 m de altura e diâmetro de 0,40 m, utilizando areia franca como material de enchimento), e os resultados mostraram (Melo *et al.*, 2000) que os dois sistemas estudados apresentaram baixa eficiência na remoção de coliformas fecais (máxima de remoção média de 80,5% na coluna de areia e de 95,8% na bacia de infiltração).

O mau desempenho da coluna e da bacia de infiltração rápida, aparentemente contrariando os resultados dos canteiros confinados, explica-se muito provavelmente porque as características da areia franca utilizada no enchimento da coluna (coeficiente de permeabilidade da ordem de $3,2 \times 10^{-2}$ cm/s, que equivale a 115 cm/h, valor extremamente elevado para o processo de infiltração rápida, que requer permeabilidade entre moderada (5 cm/h) e alta (50 cm/h) (EPA,1981)) são semelhantes às da bacia de infiltração, com porosidade alta e, portanto, altas velocidades de escoamento do efluente no meio granular e baixa capacidade de filtração. Esses dois fatores conjugados causaram baixa eficiência de remoção de coliformes fecais na infiltração rápida. Nos tabuleiros confinados, embora a areia utilizada tenha sido semelhante, assim como o esgoto tratado e as técnicas de análises foram os mesmos, a velocidade de escoamento (horizontal) muito mais baixa e o percurso maior (drenos a 5 m e 10 m) teriam permitido maior eficiência, mas deve-se considerar também a cobertura vegetal (e o sistema radicular) nos tabuleiros confinados. Esses resultados indicam que os efeitos da filtração no solo sobre a desinfecção dependem muito da velocidade de escoamento e do percurso (tempo), além das características granulométricas do meio filtrante. Também parece indicar que os solos com cobertura vegetal podem ser mais eficazes na desinfecção, provavelmente devido à maior competição vital, mas isso merece investigação mais aprofundada.

Critérios de projeto

Aspectos gerais

A determinação de um sistema apropriado de disposição final de esgotos é definida por critérios que avaliam características do solo local, técnica de aplicação do líquido e objetivo final do tratamento.

As análises dos resultados obtidos nos estudos são, em geral, baseadas nos parâmetros: pH, DQO, DBO, SSV, N-NTK, N-NH_4^+, N-NO_3^-, SS, fósforo total e coliformes fecais, quando comparadas as características de afluentes e efluentes dos sistemas. Destacam-se também os índices de remoção de nutrientes e de contaminantes biológicos.

Visando a seu posterior reúso, os esgotos brutos ou tratados podem ser aplicados no solo por vários métodos, dependendo essencialmente da escala predefinida.

Métodos de pequena escala

- poço absorvente ou sumidouro;
- vala de infiltração ou irrigação subsuperficial;
- vala de filtração ou trincheira filtrante.

Métodos de média escala

- filtros de areia;
- wetland.

Métodos de larga escala

- escoamento superficial;
- irrigação de baixa e alta carga hidráulica;
- infiltração/percolação ou bacias de infiltração.

O sucesso de planos de reúso depende da maneira e da profundidade com que as ações e as atitudes seguintes forem efetivamente implementadas:

- critérios adotados para avaliar as alternativas de reúso propostas;
- escolha de estratégias de uso único ou uso múltiplo dos esgotos;
- provisões gerenciais e organizacionais estabelecidas para administrar os esgotos e para selecionar e implementar o plano de reúso;
- importância dada às considerações de saúde pública e os riscos correspondentes;
- nível de apreciação da possibilidade de estabelecimento de um recurso florestal, por intermédio de irrigação com os esgotos disponíveis.

A adoção de uma mistura de estratégias para o uso dos esgotos traz a vantagem de permitir maior flexibilidade, maior segurança econômica e melhor eficiência do uso dos esgotos disponíveis ao longo do ano, enquanto a estratégia de uso único pode levar a sobras sazonais que, normalmente, são condenadas à disposição improdutiva.

Vala de filtração

a) Descrição

Seu funcionamento se baseia na aplicação de efluentes em um leito de areia, onde ocorrem, naturalmente, processos físicos, químicos e biológicos, os quais realizam a depuração dos esgotos.

Dentro de cada vala são instaladas, ao longo do eixo longitudinal e em níveis distintos, tubulações distribuidora e receptora. O líquido que sai pelas juntas livres (ou furos) da tubulação distribuidora atravessa o leito de areia para, em seguida, penetrar na tubulação receptora, que também é constituída de tubos que deixam entre si juntas livres (ou furos) ou possuem a superfície perfurada.

b) Utilização

Esse tipo de sistema de tratamento pode ser empregado com vantagens, especialmente quando o grau de permeabilidade do terreno for inferior a 25 L/m^2.dia (razão econômico-financeira ainda em avaliação), em áreas reduzidas ou quando houver risco sanitário que o justifique.

A vala de filtração normalmente é utilizada como tratamento secundário, após o material sólido ter sido removido em um sistema de tratamento que promova a sedimentação e a retirada de sólidos (tanque séptico + filtro anaeróbio). Os efluentes tratados geralmente não apresentam cheiro ou cor e, caso sejam dispostos no solo, receberão um tratamento adicional por intermédio da absorção existente nesse meio. A vala é construída no próprio solo e, dependendo das condições do meio, pode ter suas paredes impermeabilizadas.

Pelo fato de possuir baixo custo e ser de fácil instalação, a vala de filtração tem ampla aplicação em áreas urbanas e rurais que não são atendidas por rede coletora de esgotos.

c) Mecanismos de funcionamento

O processo de tratamento em uma vala de filtração envolve mecanismos físicos, químicos e biológicos. O tratamento físico ocorre pela retenção das partículas por meio da filtração e o químico, pela adsorção. Mas, sem dúvida, o sucesso do tratamento é profundamente dependente das transformações biológicas que ocorrem no interior do leito de areia. Sem tais transformações o filtro não funcionaria corretamente. Dessa forma, segundo Jordão & Pessoa (1995), esse sistema é incorretamente chamado de "filtro", pois o processo não possui como principal embasamento o peneiramento ou a filtragem, mas o contato com uma cultura biológica que realiza oxidação bioquímica do efluente.

Um fator que tem grande influência no funcionamento de uma vala de filtração é a área efetiva e o coeficiente de uniformidade de seu meio filtrante. Com a utilização de um leito com partículas muito grossas, tem-se baixo tempo de retenção do efluente aplicado, não atingindo o ponto adequado para a decomposição biológica. Com areia muito fina, a quantidade de efluente a ser filtrada é pouca e o filtro poderá ser entupido rapidamente. Metcalf & Eddy (1991) recomendam que não mais que 1% da areia seja mais fina que 0,13 mm.

Quando se tem alto coeficiente de uniformidade, ou seja, grande desigualdade no tamanho das partículas do leito, elas estarão muito próximas entre si, o que diminui a porosidade total e a média de área dos espaços dos poros, reduzindo sua permeabilidade para o efluente.

No que se refere à taxa de aplicação, ela é crítica para o bom funcionamento do processo. O sistema deve ser projetado para assegurar distribuição uniforme do efluente no leito do filtro. Também deve-se buscar, entre as taxas hidráulicas aplicadas, um tempo suficiente de descanso para o sistema, com o objetivo de mantê-lo em condições aeróbias.

d) Critérios e parâmetros de projeto

Segundo a EPA (1980), as taxas de aplicação de efluentes oriundos de tanques sépticos podem variar de 82 L/m^2.dia a 200 L/m^2.dia.

Em experimentos realizados na Unicamp, com efluente anaeróbio de um sistema tanque séptico + filtro anaeróbio, estão sendo executadas duas etapas distintas. Uma, aplicando taxas hidráulicas com valores próximos de 100 L/m^2.dia, e outra, com valores próximos a 40 L/m^2.dia, esta última quando se almeja um efluente de excelente qualidade.

Outro critério para dimensionamento de valas de filtração é a adoção de carga orgânica máxima de 24 g DBO/m^2.dia, de acordo com Van Buuren *et al*. (1999). Entretanto, esses valores estão sendo investigados para aplicação nas condições brasileiras.

e) Aspectos construtivos

Para a construção de um sistema de valas de filtração, a NBR 13969/1997 apresenta as seguintes recomendações (veja as Figuras 8.13. e 8.14):

- deve-se prever uma sobrelevação do solo, na ocasião de reaterro da vala, de modo a evitar sua erosão devido às chuvas, dando-se uma declividade entre 3% e 6% nas suas laterais;
- nos locais onde o terreno tem inclinação acentuada, como nas encostas de morros, as valas devem ser instaladas acompanhando as curvas de nível;
- a camada de brita ou pedra britada, situada acima do leito de areia, deve ser coberta de material permeável, como tela fina contra mosquito, antes do

reaterro com solo, a fim de não permitir a mistura deste com a pedra e, ao mesmo tempo, permitir a evaporação da umidade;

- dependendo das características geológicas do local, a vala de filtração deve ter as paredes do fundo e as laterais protegidas com material impermeável, como, por exemplo, mantas de PVC, de modo a não contaminar o lençol freático;
- o leito de areia deve ter 0,70 m de altura e suas partículas devem ter diâmetro efetivo na faixa de 0,25 mm a 1,2 mm, com coeficiente de uniformidade inferior a 4;
- as tubulações de drenagem e a de distribuição devem ser envolvidas em uma camada de brita nº 4, ter no mínimo um diâmetro de 100 mm, serem perfuradas e terem declividade entre 1% e 3%;
- deve-se levar em consideração a disponibilidade de material local para diminuir o custo de implantação do sistema.

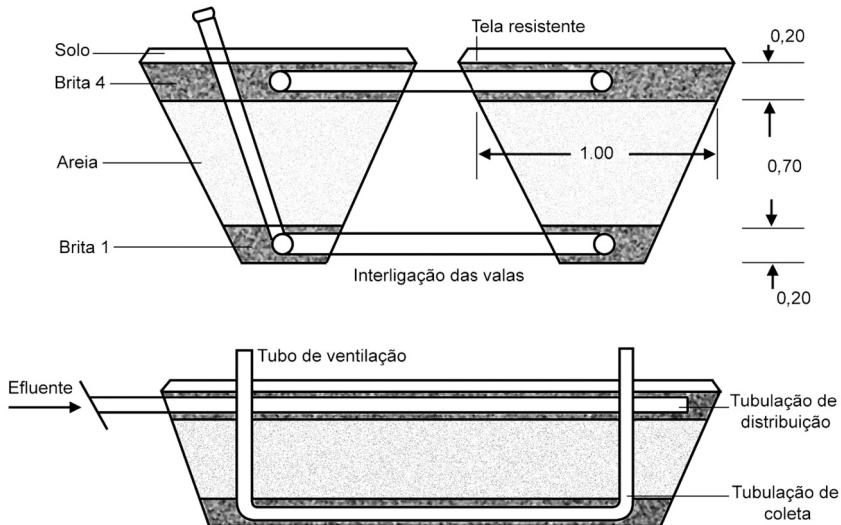



Figura 8.13 Cortes longitudinal e transversal de uma vala de infiltração.

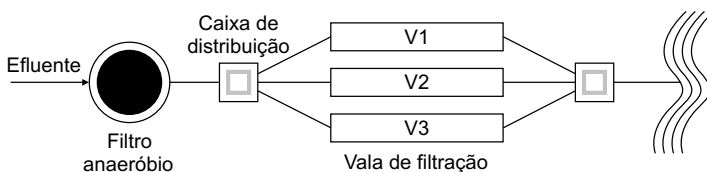



Figura 8.14 Croquis de um sistema de tratamento com um conjunto de valas de infiltração.

Filtro de areia

a) Descrição

O filtro de areia segue os mesmos princípios da vala de filtração, ou seja, o tratamento ocorre quando da passagem do esgoto pela camada de areia, onde se processa a depuração por meio físico (retenção) e bioquímico (oxidação), devido aos microrganismos fixos na superfície dos grãos de areia. Sua utilização é recomendada como uma forma de pós-tratamento, nos mesmos casos apresentados para a vala de filtração.

b) Critérios e parâmetros de projeto

Segundo a NBR 13969/1997, as taxas de aplicação são idênticas às da vala de filtração, sendo o valor limitado a 100 L/m^2.dia, quando da aplicação direta de efluentes de tanques sépticos, e 200 L/m^2.dia, para efluentes de processos aeróbios de tratamento. Para locais cuja temperatura média mensal do esgoto é inferior a 10ºC, essas taxas devem ser limitadas, respectivamente, a 50 L/m^2.dia e 100 L/m^2.dia.

A EPA (1980) recomenda uma taxa de 80 a 200 L/m^2.dia, quando a alimentação provém de tanque séptico, e entre 200 e 400 L/m^2.dia, quando proveniente de filtro aeróbio.

c) Areia do meio filtrante

De acordo com a NBR 7229/1993, a areia do filtro deve ter as seguintes características:

- ser isenta de argila, terra, calcário ou qualquer substância capaz de ser atacada pelo esgoto ou endurecer, formando uma massa compacta ou impermeável;
- seu diâmetro efetivo pode variar na faixa de 0,25 mm a 1,2 mm;
- o coeficiente de uniformidade deve ser inferior a 4;
- a profundidade do leito formado poderá variar entre 60 e 110 cm.

Assim como na vala de filtração, nesse método a área efetiva e o coeficiente de uniformidade são determinantes para o tratamento do efluente. Quando se utiliza areia muito fina (pequena área efetiva), somente é possível aplicar baixas taxas e a matéria sólida penetrará pouco nas camadas do leito. Conseqüentemente, tem-se um alto tempo de retenção do efluente, o que acarretará curto período de vida útil para o filtro. Em contrapartida, o efluente final do sistema terá sofrido alto grau de tratamento.

Quando se utiliza areia mais grossa, tem-se baixo tempo de retenção do efluente aplicado, impossibilitando adequada decomposição biológica. Para esse caso, tem-se, por aspecto positivo o fato de se poder aplicar altas taxas.

d) Aspectos construtivos

A construção e a implantação do filtro de areia são muito simples, quando comparadas a outros métodos. Deve-se observar que os materiais utilizados na construção da estrutura, onde serão depositados o leito de areia e a camada de brita, devem suportar a agressividade química dos esgotos. Normalmente, recomenda-se o uso de concreto, tijolo, fibra de vidro reforçada ou PVC.

Há possibilidade de construir o filtro semi-enterrado. Nesse caso, a estrutura em que ele se encontra deverá ser impermeável ao efluente aplicado, impedindo sua infiltração para camadas profundas, fato que poderia causar contaminação do aqüífero.

No que se refere às tubulações, elas terão as seguintes características:

- a tubulação de drenagem, instalada na base do leito de areia, será envolvida por uma camada de pedra britada de aproximadamente 0,15 m de espessura;
- as tubulações distribuidora e receptora deverão ter diâmetro de 100 mm e serem perfuradas;
- para facilitar a coleta do efluente, o fundo do filtro, deve ter declividade entre 0,5% e 1%.

Para que seja possível uma boa distribuição do efluente sobre o leito de areia, deve-se construir sobre sua superfície uma placa de distribuição. A placa poderá ser feita de concreto ou qualquer outro material resistente ao choque do líquido sobre sua parte superior. Uma apresentação esquemática do filtro de areia é mostrada na Figura 8.15.

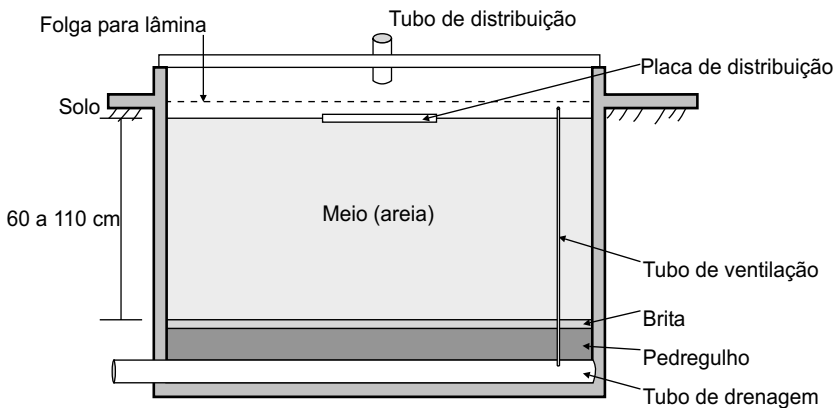



Figura 8.15 Esquema para unidade de filtro de areia semi-enterrado.

e) Aspectos operacionais

A operação e a manutenção de um filtro de areia são muito fáceis de ser realizadas, devendo-se ter atenção aos períodos de aplicação de esgoto e descanso. Após a utilização do filtro por longos períodos, pode ocorrer aumento do tempo de retenção do efluente em seu interior. Tal fato pode resultar da formação de uma camada na superfície do filtro (colmatação). Quando isso ocorre, recomendam-se raspagem e remoção do material, juntamente com uma pequena camada de areia (2 a 5 cm). Essa camada removida deverá ser reposta, imediatamente, com areia limpa, com características idênticas à anteriormente existente.

Na aplicação dos esgotos, recomenda-se a inundação do leito com uma camada de 8 cm de efluente e, no mínimo, duas dosagens por dia, entremeadas por períodos de repouso. A distribuição do efluente sobre o leito deverá ser feita de forma uniforme, evitando a formação de pontos de maior concentração de efluente.

Os períodos de repouso do leito, decorrentes da aplicação intermitente dos esgotos, devem prover condições adequadas no interior do filtro, permitindo o ingresso de ar através de um tubo de coleta e a manutenção das condições aeróbias.

Não se deve permitir a formação de vegetação sobre a superfície do filtro. Caso ela se forme, deverá ser retirada imediatamente.

Deverão ser previstas duas unidades de filtro, cada uma com capacidade plena de operação. Caso seja observado excessivo retardamento na velocidade de filtração do esgoto, deverá ser feita substituição de um filtro por outro.

Vala de infiltração

a) Descrição e usos

Valas de infiltração podem ser utilizadas para infiltrar no solo efluentes de sistemas de tratamento de esgotos e consistem basicamente de condutos não estanques (usualmente tubos perfurados) envolvidos com pedras britadas e alinhados no interior de valas recobertas, com baixa declividade. O conduto distribui o efluente ao longo da vala, propiciando sua infiltração subsuperficial (Figura 8.16).

São aplicadas com vantagens quando a camada superficial do solo tem maior capacidade de infiltração que as camadas inferiores ou quando o aqüífero se encontra em pequena profundidade, propiciando maior proteção sanitária, entre outras situações em que a infiltração subsuperficial é mais conveniente.

No Brasil, o uso de valas de infiltração para disposição de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos no solo vem sendo orientado por normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), desde 1963, sendo sua aplicação mais usual o destino de efluentes de tanques sépticos.

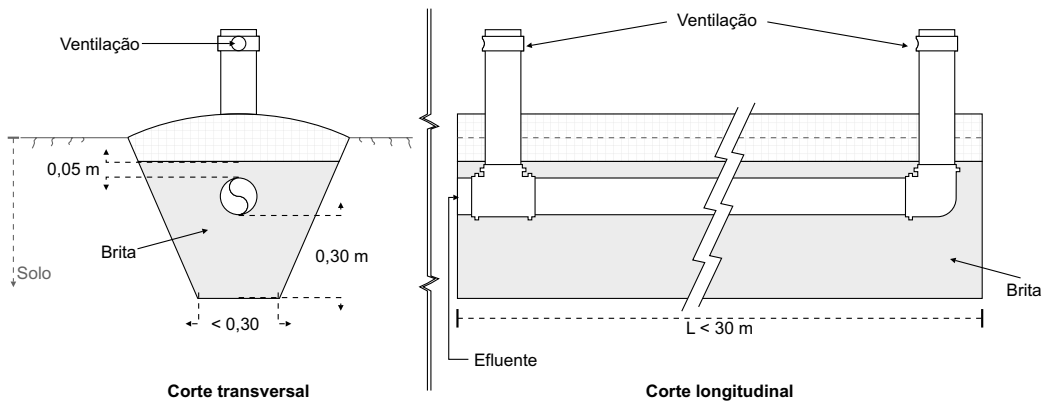



Figura 8.16 A vala de infiltração da NBR 13969 (1997) – (desenho modificado).

A NB-41 (1963) definiu valas de infiltração como "valas destinadas a receber o efluente da fossa séptica, através de tubulação convenientemente instalada, e permitir sua infiltração em camadas subsuperficiais do terreno". Recomendou, para disposição do efluente de tanques sépticos, que a irrigação subsuperficial feita através de valas de infiltração constitui a melhor forma de disposição quando se dispuser de área adequada ou o solo for suficientemente permeável. Preconizou tubos de diâmetro mínimo de 0,10 m, preferencialmente do tipo furado, com juntas livres, espaçados de 0,01 m, recobertos na parte superior com papel alcatroado ou similar e envoltos em camada de pedra britada, pedregulho ou escória de coque.

A NBR-7229/93 manteve a mesma definição da NB-41 para as valas de infiltração e modificou pouco as condições de uso, apesar de melhor detalhar os aspectos construtivos. Recomendou o uso de tubos de drenagem.

A mais recente norma da ABNT sobre unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanques sépticos (NBR 13969) define vala de infiltração como "vala escavada no solo, destinada à depuração e disposição finais do esgoto na subsuperfície do solo sob condição essencialmente aeróbia, contendo tubulação de distribuição e meios de filtração em seu interior". Pretende manter a condição aeróbia no interior da vala, prevendo tubos de exaustão nas linhas de tubulação, uso alternado das valas e cobertura da camada de brita com material permeável, como tela fina, antes do reaterro com solo, a fim de permitir a evaporação da umidade. Praticamente inviabiliza o uso de valas de infiltração, tão complicadas ficariam.

Observa-se que as orientações que se encontram na NB-41 e na NBR-7229/93 são muito deficientes e as orientações da NBR-13969, além de deficientes, são complexas e excessivamente sofisticadas. Deve-se buscar alternativas viáveis, exeqüíveis e eficazes.

Custos

Entre as técnicas de tratamento de esgotos, os sistemas de aplicação de efluentes no solo apresentam os mais baixos custos de implantação, operação e manutenção, caracterizando-se, em geral, por:

- baixo investimento inicial;
- pequeno custo de operação;
- benefícios agrícolas em casos específicos;
- baixo consumo de energia.

Por outro lado, alguns métodos demandam grandes áreas de aplicação. Portanto, se faz necessária a avaliação das necessidades de transporte, recalque e disponibilidade de áreas livres, principalmente em centros urbanizados.

Vale observar que há necessidade de constante monitoramento da qualidade, tanto dos afluentes como dos efluentes do sistema, e os conseqüentes custos de análises das amostras do tratamento.

Os benefícios econômicos são verificados no aumento da área cultivada e no aumento da produtividade agrícola, sendo mais significativos em áreas onde se depende apenas de irrigação natural, proporcionada pelas águas das chuvas.

Dimensionamento e análise do custo de implantação do sistema de tanque séptico e vala de filtração

O custo total de implantação do sistema em uma residência ou conjunto de residências, geralmente, é inferior ao custo de implantação de rede coletora de esgoto e seguinte estação de tratamento, quando o local tem baixa densidade demográfica, o terreno é acidentado e há outros fatores que aumentam o custo de implantação de uma rede coletora.

Para o levantamento do custo de implantação do sistema, considerou-se uma residência com cinco habitantes, na cidade de Campinas, SP, no mês de outubro de 2002, com duas valas de filtração de 15 m de comprimento, largura igual a 0,5 m e altura da camada filtrante da areia igual a 50 cm. A contribuição diária de efluente/habitante considerada foi igual a 130 L/habitante.dia (padrão médio segundo a NBR 13.969/1997) e a taxa de aplicação foi de 40 L/m^2.dia. Optou-se por essa espessura da camada de areia por ser um valor intermediário entre as outras estudadas (0,25 e 0,75 m).

As dimensões das valas são:

- geração de diária de efluente = número de habitantes × contribuição diária de efluente/habitante = 5 × 130 = 650 L/dia;
- área da vala = geração de diária de efluente/taxa de aplicação = 650/40 = 16,25 m^2;
- comprimento da vala = área da vala/largura da vala = 16,25/0,50 = 32,5 m.

Assim, analisaram-se duas situações:

Situação 1 (valores apresentados nas colunas *preço unitário 1* e *total 1*, da Tabela 8.9):
- Uso de tubo de distribuição em PVC perfurado, com lona de PVC e =1 mm.
- Sistema que utiliza tanque séptico, caixa de distribuição e caixa de gordura em polietileno (comercializados em lojas de materiais de construção).
- Uso de lona impermeabilizante de PVC e =1 mm.

Situação 2 (valores apresentados nas colunas *preço unitário 2* e *total 2*, da Tabela 8.9):
- Uso de tijolos cerâmicos de oito furos, como utilizou Andrade Neto (1999) em valas de infiltração, ou manilhas cerâmicas perfuradas (o custo em relação ao tubo de distribuição em PVC pode ser reduzido em aproximadamente 90%).
- Uso da caixa de gordura, da caixa de distribuição e do tanque séptico em solo cimento ou alvenaria (o custo pode ser reduzido em aproximadamente 50% em relação ao polietileno).
- Dispensar o uso da lona impermeabilizante de PVC e=1 mm caso o solo seja argiloso e o lençol freático esteja a mais de 3 m de profundidade do fundo das valas (cuidado que deve ser levado em conta para evitar a contaminação do lençol freático).
- Custo da areia em regiões próximas a jazidas pode ser 50% do custo na cidade de Campinas, SP.
- Custo de mão-de-obra para construção do sistema com uso de solo, cimento ou alvenaria aumenta em aproximadamente 70%.

O custo total desse sistema, na situação 1, é de R$ 4.552,50, ou seja, R$ 910,00/habitante. Já para a situação 2, o custo pode ficar próximo a R$ 1.477,00, ou seja, cerca de 67% mais barato que na situação 1, o que corresponde a R$ 300,00/habitante. Tanto na primeira situação como na segunda o custo de implantação do sistema é viável mas, na segunda, com o uso de materiais alternativos, esse custo é consideravelmente menor.

Tabela 8.9 Elaboração de custos de implantação do sistema nas situações 1 e 2 estudadas (ref. dezembro 2002).

	Quantidade	Unidade	Preço unitário 1	Total 1	Preço unitário 2	Total 2
Caixa de gordura	1	unidade	R$ 100,00	R$ 100,00	R$ 50,00	R$ 50,00
Tanque séptico/filtro	1	unidade	R$ 460,00	R$ 460,00	R$ 250,00	R$ 250,00
Anaeróbio (1500 L)						
Caixa de distribuição	1	unidade	R$ 50,00	R$ 50,00	R$ 30,00	R$ 30,00
PVC	130	m	R$ 6,00	R$ 780,00	R$ 1,00	R$ 130,00
Perf. diam. 100 mm						
Areia	16,25	m^3	R$ 25,00	R$ 406,25	R$ 13,00	R$ 211,25
Brita	16,25	m^3	R$ 25,00	R$ 406,25	R$ 25,00	R$ 406,25
Lona plástica PVC	70	m^2	R$ 30,00	R$ 2.100,00	R$ 0,00	R$ 0,00
e = 1 mm						
Demais tubulações	1	unidade	R$ 50,00	R$ 50,00	R$ 50,00	R$ 50,00
PVC diam. 100 mm						
Mão-de-obra	1	unidade	R$ 200,00	R$ 200,00	R$ 350,00	R$ 350,00
				R$ 4.562,50		R$ 1.447,50

A viabilidade do sistema, além do baixo custo de implantação e manutenção, deve-se ao fato de não requerer mão-de-obra especializada para implantação e manutenção, uma vez que a manutenção é quase inexistente. A manutenção requerida consiste apenas na retirada anual de parte do lodo acumulado no fundo do tanque

séptico ou do filtro anaeróbio e na retirada quinzenal de gorduras e óleos que ficam retidos na caixa de gordura, com posterior disposição adequada desses em ETEs ou leitos de secagem. Outro cuidado necessário quando se notar a saturação de uma das valas é o desvio do fluxo na caixa de distribuição para outra vala que estiver em repouso, deixando, assim, descansar a vala que estava sendo utilizada. Esse período de descanso ocorrerá até o momento em que a outra vala saturar, e assim por diante. Nota-se, portanto, a importância de haver, no mínimo, duas valas por sistema para garantir a alternância entre elas.

Referências bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969. *Tanques sépticos*: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. 1997. 60 p.

________. NBR 7229. *Projeto, construção e operação de tanques sépticos*. 1993. 15 p.

ANDRADE NETO, C. O. *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários*: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301 p.

AWWA/APHA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 19. ed. Washington, 1995.

BASTOS, R. K. X. Utilização agrícola de esgotos sanitários. In: CURSO REÚSO AGRÍCOLA DE ESGOTO SANITÁRIO. Recife: ABES, 1999. 116 p.

BELLINGIERI, P. H. et al. *Seminário de disposição controlada de águas residuárias no solo*. Campinas: Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, 2003. 356 p.

BERNARDES, R. S.; CAIXETA, D. M.; MORAES, L. R. C. Desinfecção de água por exposição à luz solar. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 1, jan./mar. e n. 2, abr./jun., 1999.

BLUMENTHAL, U. J. et al. Generalized model of the effect of different control measures in reducing healt risks from waste reuse. *Water Science and Technology*. Washington, v. 21, p. 567-577, 1989.

BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. 5. ed., São Paulo: Livraria Freitas Bastos S.A., 1979. 647 p.

BRAILE; CAVALCANTI, P. M., J.E.W.A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. Cetesb, 1993.

BURCH, J. D.; THOMAS, K. E. Water disinfection for developing countries and potential for solar thermal pasteurization. *Solar Energy*, v. 64, n. 1-3, p. 87-97, 1998.

CAMPOS, J. R. *Tratamento de esgotos domésticos por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. FINEP/CNPq/PROSAB/ABES, 1999.

CARTAXO, M. F. S. *Aspectos sanitários de um sistema de irrigação, em escala piloto, utilizando esgoto doméstico tratado*. 2003. 175 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil, Recife.

CONROY, M. R.; MEEGAN, M. E.; JOYCE, T.; MCGUIGAN, K. G.; BARNES, J. Solar disinfection of drinking water and diarrhea in maasai children: a controlled field trial. *The Lancet*, v. 3, n. 48, p. 1695-1697, 1996.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J. W. Inactivation of fecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight. *Water Research*, v. 33, n. 5, p.1220-1230, 1999.

DIBLE, J. I; BARTHA, R. The effect of environmental parameter on the biodegration of oil sludge. *Applied and Environmental Microbilogy*, v. 37, p. 729-739, 1979.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de métodos de análises de solo*. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1997. p. 06-42.

EPA – U.S. Environmental Protecion Agency. *Process desing manual for land treatment of municipal wastewater.* Cincinnat: EPA, 1981. (EPA 625/1-81-013a).

__________. *Sewage sludge radiological survey*: survey design manual and test site results. 1999. 24 p. (Report -832-R-99-900).

__________. *Wastewater tecnology fact sheet*: intermitent sand filters. Washington, sep., 1999. (EPA/932/F-99/067).

FEACHEM, F. G. et al. *Sanitation and disease*: health aspects of excreta and wastewater management. Chichester: OMS, 1983.

GONZAGA NETO, L.; SOARES, J. M. *Acerola para exportação*: aspectos técnicos da produção. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. 43 p. (Série Publicações Técnicas Frupex,10).

HALL, J. E.; ZMYSLOWSKA, A. Development of sludge treatment and disposal strategies for large conurbations: case study – Warsaw. *Water Science and Technology*. v. 36, n. 11, p. 291-298, 1997.

HESPANHOL, I. Reuso da água no Brasil. In: ENCONTRO DE ÁGUAS. 3., Santiago. Chile, 2001.

IPA – Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária. São José – BR 5026 (Seleção IPA): cultivar de milho desenvolvida para Pernambuco selecionada contra ataques das lagartas do cartucho e da espiga. *Comunicado Técnico*, Recife, p.1-7, ago. 1995.

KRISTIANSEN, R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluente: I. The clogging mechanism and soil physical environment. II. The fate of nitrogen. III. The microflora. *Journal of Environmental Quality*, v. 10, n. 3, p. 353-364, 1983.

LEPSCH, I. F. *Solos*: formação e conservação. 3. ed., São Paulo: Melhoramentos, 1980. 157 p.

LUCAS FILHO, M.; ANDRADE NETO, C. O.; SILVA, D. A.; MELO, H. N. S.; PEREIRA, M. G. Evolução do processo de disposição de esgoto tratado através do escoamento subsuperficial em solo preparado com cobertura vegetal. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*: coletânea de artigos técnicos. v. 2. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p. 29-38.

MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O. de; LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G. Pós-tratamento de esgotos sanitários por disposição no solo em bacia de infiltração e coluna de areia. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*: coletânea de artigos técnicos. v. 1. Belo Horizonte: PROSAB, 2000. p. 17-24.

MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO. *Segurança e Medicina do Trabalho*. Lei 6.514, GM, 22 de dezembro de 1977, 49. ed. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2002.

NATALIN, O. JR. *Avaliação das valas de filtração como método de pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. 2002. 176 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas.

NUVOLARI, A. *Inertização de lodo de esgoto em tijolos cerâmicos maciços*: aspectos tecnológicos e ambientais. 2002. 238 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas.

OATES, P. M.; SHANAHAN, P.; POLZ, M. F. Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. *Water Research*, v. 37, p. 47-54, 2003.

ODUM, E. P. *Fundamentos de ecología*. 4. ed. Lisboa: Editora da Fundação Calouste Gulbenkian, 1988. 927p.

OMS. *Diretrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud, 1989. 65 p. (Serie Informes Tecnicos 778).

REICHARDS, L. A. *Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils*. Washinfton: USDA/ U.S. Government Printing Office, 1954. 160 p. (Agriculture Handbook 60).

PRIMAVESI, A. *O manejo ecológico do solo*. 5. ed. São Paulo: Livraria Nobel S.A, 1982. 541 p.

SIMÃO, S. Cereja das Antilhas. In: *Manual de fruticultura*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1971. cap. 15, p. 477-485.

SHUVAL, H. I. *Wasterwater irrigation in developing countries*: health effects and technical solutions. Washington: World Bank, 1986. (World Bank Technical Paper n. 51).

VAN BUUREN, J. C. L.; ABUSAM, A.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Primary effluent filtration in small-scale installations. *Water Science Technology*, v. 39, n. 5, p. 195-202, 1999.

VIEIRA, D. B. (1999). *Curs aprofitament agrícola dels recursos hidrics de les Conques*. Solsona: Universitat de Lleida.

WHITBY, G. E.; PALMATEER, G. The effects of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganism in wastewater treated with UV light. *Water Science Technology*, v. 27, n. 3-4, p. 379-385, 1993.

Capítulo 9

Outros Processos de Desinfecção

Sérgio J. De Luca e Luis O. Monteggia

Introdução

O mais econômico e freqüentemente usado processo de desinfecção de efluentes tratados emprega cloro líquido ou gasoso como agente inativador de organismos patogênicos, principalmente bactérias e vírus. Cloro e alguns de seus compostos, no entanto, podem produzir subprodutos danosos, de efeitos crônicos à saúde humana e ao meio ambiente, em baixas concentrações, e de efeito agudo, pelo residual de compostos oxidantes, com conseqüências letais para os ecossistemas aquáticos. Além disso, compostos clorados não possuem capacidade desinfetante para protozoários patogênicos e para helmintos.

São muitos os processos e desinfetantes alternativos para tornar efluentes tratados mais seguros do ponto de vista sanitário e ambiental. Os principais já foram mencionados em capítulos anteriores, destacando-se, neste livro, hipoclorito de sódio e de cálcio, líquido ou pastilha, dióxido de cloro, ozônio, radiação ultravioleta, lagoas de estabilização e de polimento e disposição no solo.

Neste capítulo serão mencionados e destacados outros produtos e processos de desinfeção de efluentes tratados, alguns já em uso comercial, outros em fase de pesquisa e desenvolvimento. Dentre os desinfetantes químicos, destacam-se as cloraminas, as misturas oxidantes (MOGGOD), o permanganato de potássio, o íon ferrato(VI), o ácido peracético, o H_2O_2, o dicloroisocianurato de sódio, sais de bromo, iodo, ouro e prata, gluturaldeído e fenol/fenato, entre os principais.

Sais de bromo, iodo e prata são menos tóxicos à vida aquática mas não têm sido empregados em larga escala no tratamento de efluentes pela dificuldade de manejo e por seu elevado custo. Peroxone hospitalar, fenol/fenato e gluturaldeído têm sido empregados principalmente em hospitais, clínicas de saúde, clínicas veterinárias, etc., para desinfecção de equipamentos e controle da infecção hospitalar. Cloroaminas têm sido empregadas para desinfecção de efluentes, pois não formam trihalometanos.

A despeito de seu custo, algumas ETEs americanas têm-nas utilizado para proteger ecossistemas aquáticos estressados. No entanto, casos têm sido publicados de interferência de águas contendo residuais de cloraminas com máquinas e pacientes de hemodiálise. Permanganato de potássio tem sido empregado principalmente para controle de odor em ETEs; em alta concentração poderia atingir altas eficiências de inativação de indicadores sanitários bacterianos, apesar do custo.

As misturas oxidantes de hipoclorito e hidrogênio, processo MOGGOD, têm sido empregadas em ETAs, sem publicações a respeito do uso em ETEs. A vantagem desse processo seria a geração *in loco* e custos comparáveis à hipocloração. Também necessitaria, no entanto, de decloração. Pesquisas com o ácido peracético têm mostrado alta eficiência desinfetante de efluentes. Para aumentar a eficiência, aquele ácido foi dosado com ozônio, alertando que esta mistura, apesar de eficiente para vírus e bactérias, seria uma das mais onerosas formas de oxigenar um corpo d´água. Ensaios de toxicidade com os efluentes desinfetados pelo ácido peracético revelaram alta toxidez a organismos aquáticos (*Daphnia similis*, *Photobacterium phosphorum* e *Brachydario rerio*).

Muita pesquisa tem se desenvolvido quanto ao uso da água oxigenada (H_2O_2) como desinfetante de águas e efluentes. Este produto precisaria ter alta concentração para ser eficiente, além de seu custo ser proibitivo, quando empregado sozinho. Por isto, tem-se buscado associá-lo a outros produtos ou processos para aumentar a eficiência desinfetante, como mostrado adiante em Processos Oxidativos Avançados (AOPs). O dicloroisocianurato de sódio tem sido empregado como pastilhas efervescentes para piscinas e desinfecção de hortaliças, no processamento industrial e em culturas agrícolas, sendo muito oneroso para tratamento de efluentes. O seu uso em soluções ácidas libera gases tóxicos.

Dentre os processos físicos, destacam-se a filtração por membranas, o ultra-som e a radiação gama. Ao contrário da radiação ultravioleta, a radiação gama pode penetrar profundamente no meio líquido, independente da presença de sólidos e turbidez. A fonte de radiação gama é o cobalto 60. O custo do processo radiativo é muito alto para competir com outros métodos convencionais de desinfecção, ainda que seja um processo promissor quando se pensa na inativação de Cryptosporidium e Giardia. Pesquisas mostraram que a radiação gama pode proporcionar 5 a 6 unidades log de inativação de coliformes fecais em 5 min. de tempo de detenção. O ultra-som pode ser bastante eficiente na desinfecção de equipamentos, mas o custo energético seria tão alto, em larga escala, que não se imagina num futuro próximo o seu emprego para grandes vazões. Existem pesquisas aliando o ultra-som à água oxigenada, com resultados promissores.

Combinações de produtos e processos, como os chamados Processos Oxidativos Avançados, por exemplo, peroxone (H_2O_2 + ozônio), UV + O_3, UV + H_2O_2, UV + H_2O_2 +TiO_2, H_2O_2 + fenton, e processos naturais, por exemplo, banhados naturais e artificiais, também são agentes de desinfecção de efluentes.

Pela ênfase do PROSAB, será abordada, inicialmente, a desinfecção pelo íon ferrato(VI) e, posteriormente, outros processos com grande potencial de aplicação no tratamento de efluentes, notadamente a filtração por membranas e os processos oxidativos avançados.

O íon ferrato(VI) no controle de qualidade dos recursos hídricos

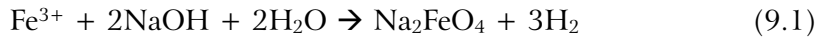
Inúmeras publicações mostram resultados do emprego do íon ferrato(VI) no campo da desinfecção, oxidação e pré-desinfecção e coagulação de águas e efluentes. Trata-se de um composto à base de ferro e oxigênio, sendo as formas salinas de potássio e sódio os de maior potencialidade de emprego na área de tratamento de águas e efluentes líquidos e gasosos e de lodos contaminados.

O íon ferrato(VI) pode ser produzido por via térmica, por via úmida e por via eletrolítica. O ferrato(VI) de potássio tem sido sintetizado, principalmente, por via úmida, ao passo que o ferrato(VI) de sódio tem sido usualmente produzido por via eletrolítica, com a vantagem de poder ser gerado *in loco*. A decomposição final destes compostos irá produzir ferro, oxigênio, sódio ou potássio, compostos inócuos e necessários ao equilíbrio das espécies aquáticas. Há um limite de emissão de ferro total de 15 mg/L do Conama 20. Além disso, também existe um padrão ambiental de 0,3 mg/L de ferro para manter as águas receptoras do efluente desinfetadas em classe 2 daquela Resolução. Testes de mutagenicidade de AMES (De Luca, 2003), de águas tratadas com o íon ferrato(VI), mostraram que não apresentam características tóxicas ou mutagênicas. Efluentes desinfetados não apresentaram toxidez a alevinos de tilápia nilótica. Não há necessidade de descloração.

O poder oxidante e desinfetante desse produto é dado pela redução de ferro(VI) para ferro (III), oxidando a molécula de água e gerando radicais peróxidos, hidroxilas, elétrons hidratados e “singlets” de oxigênio. A presença de ferro(III) permite empregar o composto também como coagulante. O potencial de oxidação do íon ferrato(VI) é de +2,20 V, em meio básico.

A obtenção do oxidante por via úmida é feita pela síntese de Scheyer & Ockermann, 1951. A obtenção do desinfetante por via eletrolítica é obtida em uma célula com duas câmaras separadas (De Luca & de Luca, 2003) por uma membrana semipermeável ao íon sódio, ionicamente condutora e quimicamente estável. A câmara anódica é carregada com uma solução alcalina e um reagente que fornece ferro. Este reagente é, por vezes, o próprio ânodo, eletrodo de sacrifício, feito de ferro gusa, com teor de carbono entre 3,6% e 4,2%. A câmara catódica é preenchida com a mesma solução alcalina, variando de 7 a 14 a concentração molar de hidróxido de sódio. Densidade de corrente entre 15 e 25 A/cm^2 sob tensão de 9 V tem sido empregada.

A equação eletroquímica de produção do íon ferrato(VI) é:

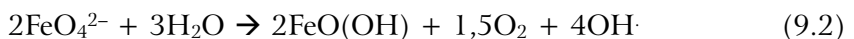
$$Fe^{3+} + 2NaOH + 2H_2O \rightarrow Na_2FeO_4 + 3H_2 \quad (9.1)$$

Em média, 2% de concentração do íon ferrato(VI) é obtida em cerca de cinco horas, dependendo do potencial e da corrente, contínua ou alternada, empregados, com resfriamento da solução, pois o calor diminui a eficiência do processo. Na geração do desinfetante iônico também é liberado H_2, a exemplo do que ocorre em células de combustível.

O íon ferrato(VI) desinfetante

Os efeitos bactericidas do íon ferrato(VI) tem sido atribuídos a mecanismos oxidativos de degradação direta das células ou de destruição de enzimas específicas desconhecidas. A severidade do ataque depende da concentração, do tempo de contato, da temperatura, do pH e da força iônica do meio, da presença de compostos orgânicos e inorgânicos, sólidos e líquidos e competidores e da susceptibilidade específica de um microrganismo ao desinfetante.

Bactérias e vírus têm sido desinfetados de águas com grande eficiência nas mesmas condições operacionais de emprego de desinfetantes alternativos competidores. Cryptosporidium e Giardia, no entanto, presentes em efluentes biologicamente tratados, não têm sido inativados, a exemplo do cloro e seus derivados, ozônio, etc. Por outro lado, o emprego de ferrato(VI) em lodos comprovou a inativação de helmintos em dosagens de 15 a 30 g/L, com pH 12, em temperatura ambiente.

A equação básica de reação oxidante/desinfetante do íon é a seguinte:

$$2FeO_4^{2-} + 3H_2O \rightarrow 2FeO(OH) + 1{,}5O_2 + 4OH^{-} \quad (9.2)$$

Em termos cinéticos, a Equação 9.3 mostra que a oxidação não segue uma taxa de reação predeterminada. Dependendo do meio, da força iônica e da concentração do contaminante C ou dos microrganismos, essa taxa tem se aproximado de cinética de segunda ordem.

$$-dC/dt = -[K_1\,(FeO_4^{2-}) + K_2(FeO_4^{2-})^2 + K_s(FeO_4^{2-})\,(C)] \quad (9.3)$$

Para águas brutas de Porto Alegre, RS, com alto conteúdo de efluentes brutos diluídos, foi possível ajustar um coeficiente cinético de segunda ordem, $K_{\text{colformes totais}} = 2 \times 10^{-4}$ min.NMP/100 ml, para coliformes totais e $K_{\text{coliformes fecais}} = 3{,}7 \times 10^{-3}$ min.NMP/100 ml para coliformes fecais.

As Figuras 9.1 a 9.4 apresentam resultados da desinfecção de efluentes tratados biologicamente por duas dosagens de ferrato(VI) de sódio. Na Figura 9.1 verifica-se

a eficiência daquele produto desinfetante na redução da contagem final de coliformes fecais do efluente de um sistema de lodos ativados, aeração estendida, em estação piloto, 20 L/min, com tempos médios de detenção hidráulica de 30 minutos. À medida que o tempo de tratamento avança e o processo se estabiliza, pode-se obter até 5 unidades log de redução da densidade daquele indicador sanitário.

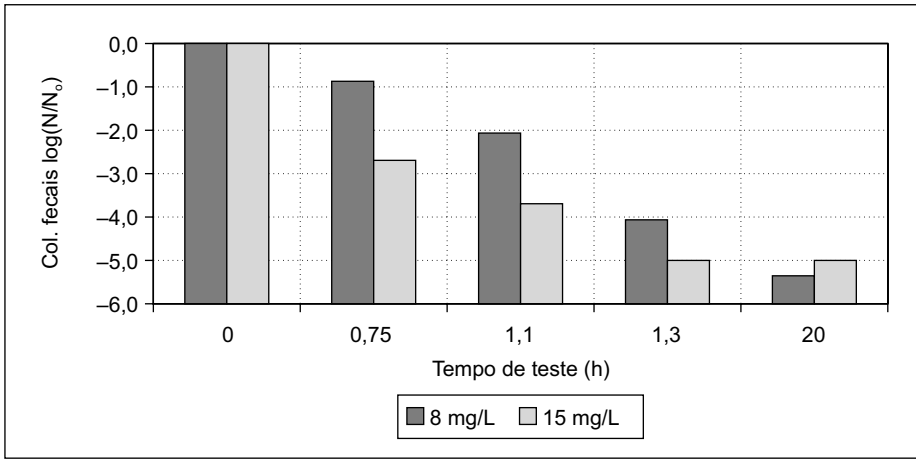



Figura 9.1 Desinfecção de efluentes tratados de lodos ativados por ferrato(VI) de sódio. ETE SAPUCAIA/CORSAN.

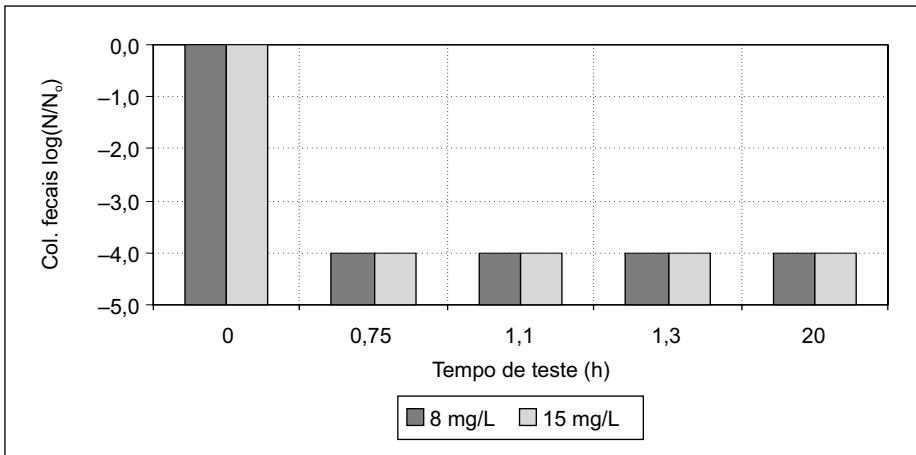



Figura 9.2 Desinfecção de efluentes tratados por ferrato(VI) de sódio. Lagoa facultativa. ETE SERRARIA/DMAE/P. Alegre.

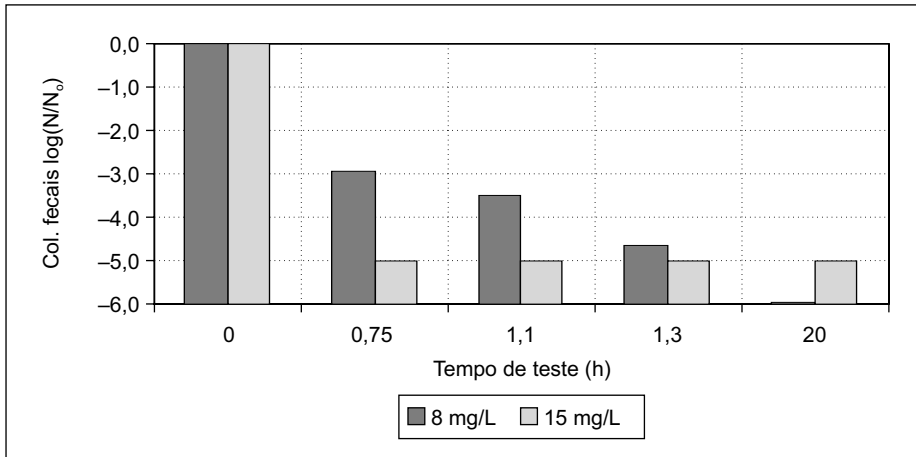



Figura 9.3 Desinfecção de efluentes tratados por ferrato(VI) de sódio. UASB /DMAE. P. Alegre.

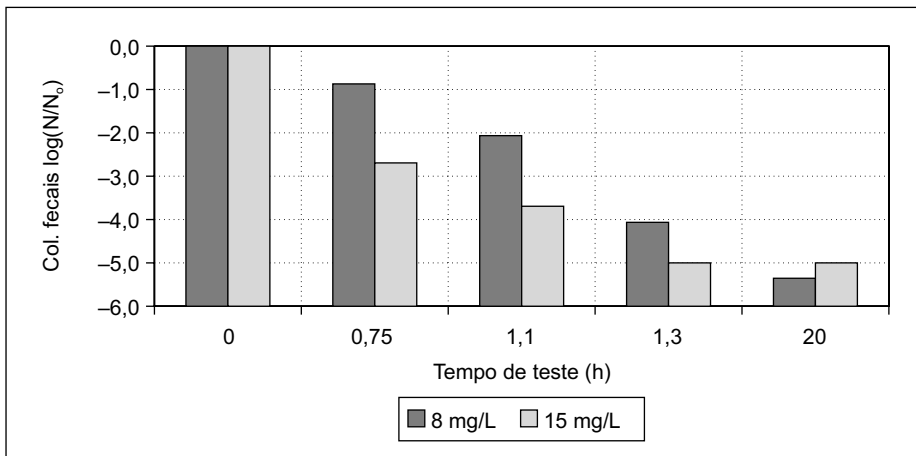



Figura 9.4 Desinfecção de efluentes tratados com ferrato(VI) de sódio. RSB. ETE IPH/UFRGS.

Por várias razões operacionais, muitos sistemas de lagoas de estabilização não atingem o padrão de $3,0 \times 10^3$ NMP/100 ml para coliformes fecais. Por segurança, há a necessidade de desinfecção do efluente final. Isto poderia ser obtido com as duas doses de ferrato(VI) de sódio geradas *in loco* testadas, atingindo-se, durante todo o tempo de teste em estação piloto, altas reduções na contagem de coliformes fecais.

Efluentes de esgotos tratados por reatores anaeróbios de fluxo ascendente, com manto de lodo, necessitam de pós-tratamento para a redução da contagem de bactérias

patogênicas. Empregando-se as duas dosagens de ferrato(VI) de sódio mostradas na Figura 9.3, verificou-se que nos tempos médios empregados nos testes da estação piloto, após estabilização do processo, obtiveram-se até 5 unidades log de redução da contaminação sanitária.

Reator seqüencial em batelada (RSB) é a forma em batelada do tratamento biológico por lodos ativados, podendo-se obter, simultaneamente, oxidação total do lodo, denitrificação e remoção de fósforo, apenas controlando-se parâmetros cinéticos e tempos de ciclos de operação, num único tanque.

Também o efluente tratado do RSB necessita de desinfecção, como os demais processos biológicos, para atingir os padrões de emissão. A Figura 9.4 mostra que se pode produzir efluentes com até 5 unidades log de inativação de coliformes fecais observando o padrão de emissão empregado no Rio Grande do Sul.

Critérios de projeto para a desinfecção com o ferrato(VI)

O íon ferrato(VI), para aplicações de pré-tratamento de águas e desinfecção de efluentes tratados, pode ser empregado na forma sólida (ferrato de potássio) ou na forma líquida (ferrato de sódio).

A vantagem da forma líquida seria a produção "in loco", facilitando a dosagem. A forma sólida tem sido produzida apenas em laboratório, em pequenas quantidades, para pesquisa e sistemas piloto. Na forma líquida não há limites tecnológicos ou problema de estabilidade da solução oxidante, pois a solução é aplicada imediatamente após a produção do desinfetante.

Para dosar soluções líquidas se empregam bombas dosadoras, trompas de vácuo, etc., com sistemas difusores em vertedouros ou ressaltos hidráulicos, para melhor contato entre o desinfetante e o efluente a ser tratado. As soluções líquidas de ferrato(VI) de sódio são bastante alcalinas, portanto, os materiais devem resistir a condições contínuas de uso alcalino. Em soluções alcalinas tão fortes, os materiais e equipamentos de preparo e dosagem deverão ser plásticos ou metais revestidos, resistentes a altos pHs e basicidade.

As reações de desinfecção pelo íon ferrato(VI) têm meia-vida acima de 10 min., o que faz com que o equipamento ou o tanque de contato tenha de ser dimensionado para tempos médios de detenção de 30 minutos, na vazão média, ou 15 minutos, na vazão de pico, segundo a melhor prática de Engenharia.

Para os tempos de detenção acima especificados, o uso de tanques de contato de concreto armado, normalmente dois (2) por ETE, tem sido o sistema mais econômico, com uma razão mínima de comprimento:largura de 50:1 e razão altura líquida:largura do canal menor que 2:1. Nessas condições, o fluxo dentro do tanque de contato se

aproxima de regime de fluxo de pistão. Deve-se tomar cuidado para arredondar os cantos, evitando curto-circuitos e zonas mortas. Velocidade adequada e correta inclinação do fundo permitem autolimpeza do tanque de contato. Se isto não for possível, deve-se prever a limpeza periódica do mesmo.

Apesar de seu poder oxidante, todos os materiais comumente empregados na área de tratamento de efluentes, como concreto, plástico e chapas de aço revestidas, resistem bem ao emprego do íon ferrato(VI) em solução líquida alcalina, nas dosagens de desinfecção.

Os padrões de emissão a serem obedecidos dependem de cada Estado brasileiro, sendo de $3,0 \times 10^3$ NMP/100 ml para coliformes fecais no Rio Grande do Sul. A título de comparação, nos Estados Unidos, as ETEs têm de atender a um padrão de 200 NMP/100 ml para coliformes fecais e de 240 NMP/100 ml para coliformes totais, ou ambos. Em alguns ecossistemas daquele país é necessário atingir níveis tão baixos de emissão quanto 2,2 NMP/100 ml para coliformes totais.

As dosagens do íon ferrato(VI) que se mostraram eficientes para efluentes tratados variaram de 8 a 15 mg/L, dependendo do teor de turbidez e sólidos em suspensão no efluente. Se o padrão 30/30 (DBO/SS) fosse mantido, dosagens de 8 mg/L seriam suficientes para produzir efluentes com até 5 unidades log de remoção de coliformes fecais. No entanto, as variabilidades operacionais na maioria dos sistemas avaliados pelo PROSAB não permitem diminuir a dose pelos riscos sanitários envolvidos, podendo-se considerar 15 mg/L de ferrato(VI) a dose segura e eficiente para todas as condições operacionais.

Exemplos de dimensionamento no uso do desinfetante ferrato(VI)

Projetar um tanque de contato para a desinfecção de um efluente proveniente de lodo ativado, aeração estendida, com as especificações abaixo, empregando ferrato de sódio(VI) produzido *in loco*.

A vazão média de projeto para 2.000 pessoas é de 3,8 L/s, já considerada a infiltração na rede. O pico de vazão é de 6,8 L/s. A concentração média de SS da ETE é de 35 mg/L, com valor máximo de 100 mg/L. A DBO média de saída é de 28 mg/L, com teor máximo de 65 mg/L. A densidade de coliformes fecais tem valor médio de $5,2 \times 10^6$ NMP/100 ml e pico de $4,4 \times 10^7$ NMP/100 ml. Deve-se recordar que as resoluções do Conama demandam atender aos padrões de emissão e ambientais pelos valores máximos permitidos (picos) em qualquer época.

Solução:

a) *Dosagem de desinfetante*: Uma dosagem de 8 mg/L garantiria até 4 unidades log de remoção de coliformes fecais, estabelecida em estação piloto, permitindo atingir o padrão de $3{,}0 \times 10^3$ NMP/100 ml. No entanto, para o padrão americano de 200 NMP/100 ml, uma dose de 15 mg/L seria necessária, para garantia de 100% de atendimento. Em ambas as dosagens, os residuais do íon ferrato(VI) serão muito baixos, diferentemente da cloração, que nestas doses precisaria de decloração para atingir o padrão de proteção ambiental brasileiro da Conama 20.

b) *Volume do tanque*: O tempo de detenção hidráulico será de 30 min. para a vazão média e de 15 min. para a vazão de pico. Portanto, o volume do tanque na vazão média será de 6,84 m^3; na vazão de pico será de 6,12 m^3. Será adotado este último valor.

c) *Dimensões do tanque*: Para altura-padrão de 1,00 m de coluna de água, a largura entre chicanas será de 0,15 m. Para área de espelho líquido de 6,12 m^2, o comprimento útil de canal de chicanas será de 41 m. Para largura física de 1,30 m (inclui as curvas), tem-se um comprimento subtotal do tanque de 4,7 m, sem a largura das paredes das chicanas. Adicionando 0,05 m para as paredes, obtém-se mais 1,6 m, além de 2 × 0,20 m (espessura das paredes externas do tanque), dando um comprimento total do tanque de 6,7 m. A largura externa, com as paredes, será de 1,70 m.

d) *Número de tanques*: Dois (2), um de reserva ou alternativo.

e) *Limpeza dos tanques*: Declividade do fundo, 5%, no sentido do fluxo, com retirada do efluente desinfetado pelo fundo da última chicana, por canalização perfurada.

f) *Dosagem do desinfetante*: Por bomba dosadora Watson-Marlow, Masteflex ou similar, vazão de 0 a 3,0 L/min, para solução, produzida por eletrólise, de 15 g/L de K_2FeO_4 em NaOH, 10 mol/L.

g) *Eficiência hidráulica*: A máxima eficiência ocorrerá em fluxo de pistão, com índice de dispersão (d) menor que 0,01. Segundo Trussel & Chao, 1977, *apud* White, 1999,

$$d = 0{,}14/R$$

em que R é razão comprimento/largura do canal. No presente exemplo, R = 41 m/0,15 m= 273. Portanto, d = 0,14/273 = 0,0005, o que assegura perfeito fluxo de pistão.

h) *Eficiência desinfetante*: Esta pode ser obtida pela seguinte relação:

$$N/N_o = (1 + 0{,}90\ Ct)^{-4{,}6} \quad (9.4)$$

em que N = padrão de emissão de coliformes fecais; N_o = contagem inicial antes da desinfecção; C = residual de ferrato(VI) (mg/L); e t = tempo de contato, minutos.

A desinfecção esperada é atingida, para coliformes fecais, quando $Ct < 10$.

Custos e benefícios ambientais da desinfecção com o íon ferrato(VI)

O custo de desinfecção por ferrato de sódio, para taxa de juros de 12% ao ano, 10 anos de projeto, populações de 500 a 2.500 pessoas, comunidades-alvo do PROSAB, fica na faixa de R$ 0,059 a R$ 0,045/m^3 tratado, para atingir o padrão de emissão de $3{,}0 \times 10^3$ NMP/100 ml de coliformes fecais, da FEPAM/RS. Esse custo fica próximo do custo de utilização do hipoclorito de sódio gerado *in loco*.

Os benefícios ambientais do ferrato, além da desinfecção propriamente dita, são a inexistência de subprodutos da desinfecção (THMs e HAAs) e a despreocupação com residual de oxidantes (cloro residual ou cloroaminas) no meio ambiente. Não há necessidade de decloração e seus custos. O teor de ferro(III) residual atendeu ao padrão de emissão da FEPAM/RS de 10 mg/L, para todas as concentrações e efluentes testados.

A Figura 9.5 mostra que inexiste a geração de subprodutos, trihalometantos (THMs) e ácidos haloacéticos (HAAs) quando se emprega esse desinfetante, pois os teores são menores que 2 µg/L, concentração máxima encontrada no esgoto bruto a ser desinfetado. Para efluentes de lodos ativados, RSB e de lagoa facultativa, os valores originais e, após a desinfecção, foram semelhantes e menores que 1 µg/L.

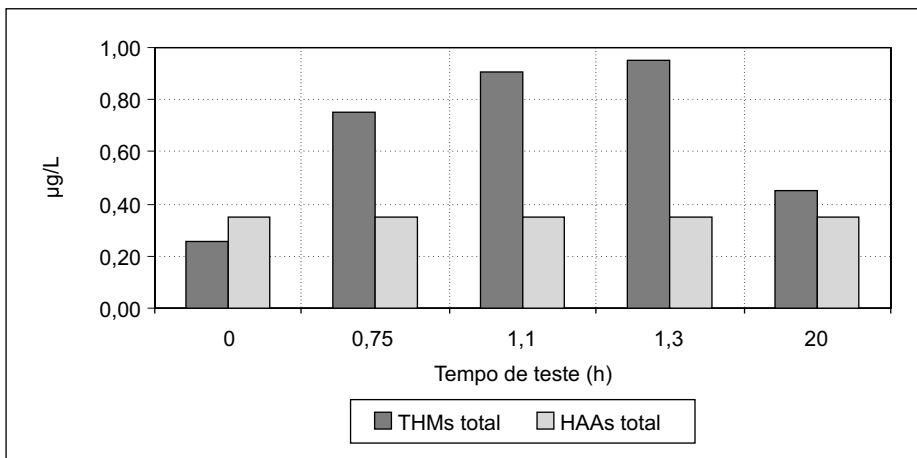



Figura 9.5 Concentrações médias de THMs e HAAs em efluente de digestor anaeróbio, fluxo ascendente, após desinfecção com 15 mg/L de ferrato(VI) de sódio. UASB ESMERALDA/DMAE/P. Alegre.

Processos oxidativos avançados na desinfecção de efluentes

Os processos convencionais e alguns processos e produtos alternativos de desinfecção, apesar da boa relação benefício/custo e da alta eficiência contra vírus e bactérias patogênicas, deixam a desejar quando o efluente contém protozoários, notadamente oocistos de Cryptosporidium e cistos de Giardia. Os aperfeiçoamentos ou avanços no tratamento biológico de efluentes, mesmo com coagulação e filtração em areia, não têm removido esses organismos em níveis compatíveis com a segurança sanitária. A última barreira, alternativa à filtração por membranas, seria o uso de combinações de oxidantes fortes.

O mecanismo de reação primária dos processos oxidativos avançados envolve dois passos: a formação do radical hidroxila, um oxidante poderoso, e a reação deste radical com o contaminante inorgânico, seja uma molécula ou um organismo. A segunda reação é favorecida se o substrato possuir ligações moleculares não saturadas, por exemplo, ligações duplas e triplas, ou configurações aromáticas. Moléculas orgânicas com ligações saturadas de elétrons não são bom alvo para ataque pelo radical [OH^-]. A reação do radical hidroxila com compostos ou estruturas orgânicas pode ser classificada de três formas: por adição de hidroxila, por retirada de hidrogênio e por transferência de elétrons.

Segundo Watts *et al.*, 1995, a desinfecção talvez possa ocorrer pelo desgaste da parede celular, alterando a permeabilidade da célula e até a lise da mesma, com perda de material intracelular e genético. A habilidade de um oxidante forte em oxidar um composto orgânico, quer seja intra ou extracelular, depende do seu potencial de oxidação. Em processos oxidativos avançados há a geração de singletes de oxigênio e de hidroxilas, estas com o maior potencial de oxidação conhecido dentre todos os compostos, exceto o ácido fluorídrico. O rombo na parede celular de qualquer organismo permite que ocorra a difusão das espécies oxidantes para outras estruturas internas da célula. Essa difusão depende da massa molecular, da carga e de características dos microrganismos, como, por exemplo, possuir sistema reparador.

As combinações mais usuais para esses processos são o peroxone, H_2O_2 + ozônio, UV + O_3, UV + H_2O_2, UV + H_2O_2 + TiO_2, H_2O_2 + fenton, catalisadores e luz solar, etc. Há uma série de marcas e patentes relativas a essas combinações oxidantes/desinfetantes, principalmente para oxidação de compostos orgânicos em águas subterrâneas. A grande preocupação no emprego de AOPs para desinfecção e inativação de protozoários seria a formação do íon bromato, classificado como carcinogênico pela USEPA, com limite de 10 μg/L em água potável. Os processos oxidativos avançados seriam a última barreira contra contaminantes químicos e bactérias patogênicas. Seu custo tem inviabilizado o emprego para tratamento de efluentes, exceto em situações específicas de oxidação de produtos químicos orgânicos perigosos em baixa

concentração. A presença de sólidos em suspensão, orgânicos e inorgânicos, em teores maiores que 20 mg/L, inviabiliza por completo os processos oxidativos avançados.

Certos óxidos metálicos têm sido empregados para gerar o radical oxidante [OH^-] mais rapidamente e com maior estabilidade em meio líquido. A fotocatálise heterogênea com TiO_2 envolve a combinação UV + catalisador + H_2O_2 ou UV + TiO_2. Por enquanto, o emprego da fotocatálise heterogênea para destruição de compostos orgânicos perigosos e para desinfecção está em estágio de pesquisa avançada. Não se tem notícia do emprego comercial da fotocatálise para desinfecção de efluentes biologicamente tratados.

Processo de desinfecção de efluentes por filtração em membranas

A filtração por membranas pode ser grosseiramente definida como um processo de separação que usa membranas semipermeáveis para dividir o fluxo em duas porções: uma permeável, que contém o material passante através da membrana, e um material retido ou rejeitado (refletido), que contém as espécies deixadas para trás. O tamanho das espécies a serem separadas, os mecanismos de rejeição ou de reflexão, as forças motrizes do processo, a estrutura química, a composição das membranas e a geometria de construção são variáveis que interferem e classificam os processos de filtração por membranas (Tabela 9.1). Em termos de desinfecção, em que a membrana deverá funcionar como uma barreira absoluta, espera-se dessa filtração a retenção de vírus, bactérias e organismos maiores patogênicos, como tem sido publicado.

Todos os processos alternativos de desinfecção têm sido penalizados diante do cloro e seus compostos pelo maior custo. A filtração por membrana, no presente momento, tem um alto custo no Brasil, mas tem decrescido bastante ao longo dos últimos anos, tornando o processo, atualmente, competitivo para ETAs de até 20.000 m^3/dia. Muitas pesquisas têm sido direcionadas para o tratamento de efluentes, apesar do custo, pois em certas situações, quando os benefícios ambientais são computados, o processo torna-se econômico e tem sido empregado pelos países de maior renda como o Japão, Austrália, etc. Se o objetivo for o reúso de efluentes, em situações de escassez, então o tratamento e desinfecção dos mesmos por filtração por membrana não teria custo, pois estariam em jogo a vida humana e o desenvolvimento econômico.

Uma das grandes dificuldades operacionais da filtração por membrana é o entupimento biológico (*biofouling*), que depende de um pré-tratamento adequado do efluente para prolongar a vida útil das membranas. Segundo a literatura, valores de SS menores que 1 mg/L e de turbidez menores que 1 UNT são necessários para bem operar o processo no modo desinfecção. Várias técnicas de autolimpeza têm sido ensaiadas, com sucesso parcial, fazendo com que o custo de empregar membranas em efluentes, atualmente, seja ainda bastante oneroso.

Tabela 9.1 Pesos moleculares e tamanhos associados à filtração por membranas.

Espécies	P. molecular (D)	Tamanho (nm)	Espécies retidas (faixa útil)			
			OI	UF	MF	NF
Leveduras e fungos		10^3-10^4			■	
Células bacterianas		300-10^4			■	
Colóides		100-10^3		■	■	
Vírus		30-300		■	■	
Proteínas	10^4-10^6	2-10		■		
Polissacarídeos	10^4-10^6	2-10		■		■
Enzimas	10^4-10^6	2-5				■
Açúcares	200-400	0,8-1,0	■			■
Compostos org. específicos	100-500	0,4-0,8	■			■
Íons inorgânicos	10-100	0,2-0,4	■			

O processo de filtração por membranas necessita da aplicação de uma pressão compatível. A pressão aplicada envolve dois grupos de forças. O primeiro está associado ao requerimento mecânico para vencer a queda de pressão através da membrana, a qual é determinada pela taxa de fluxo. Isto envolve o fluxo de água através dos poros da membrana. O segundo grupo de forças resulta do gradiente natural de pressão que ocorre entre duas soluções com diferentes concentrações de sais. Diferenças na concentração de sais são observadas em membranas de osmose reversa, em que concentrações elevadas podem ocorrer no lado da entrada da membrana, enquanto água com baixa concentração de sais ocorre no ponto de saída.

A Tabela 9.2 sintetiza as faixas usuais de pressão aplicadas nas diferentes modalidades de processos de membranas.

Tabela 9.2 Tamanho de poro e pressão aplicada em processos de membranas.

	OR	NF	UF	MF
Tamanho poro	não detectado	2-5 nm	5-20 nm	20 nm-1 μm
Pressão aplicada	30-150 atm	5-20 atm	2-7 atm	1-2 atm

Atualmente, diversas configurações de membranas são encontradas, como tubos ou fibras ocas, espirais, quadros e placas. Os materiais empregados para membranas dependem do tipo de fluido e impurezas a serem separadas. Os mais utilizados são o acetato de celulose, policarbonatos, náilon, poliamidas e cerâmicas. Destacam-se atualmente membranas compostas de filmes delgados com porosidade extremamente fechada (poliamidas), aplicadas sobre um material de maior porosidade com função estrutural (polisulfonas) para resistir à pressão aplicada ao sistema. Neste caso, a estrutura fechada da membrana oferece elevada eficiência na separação de sais ou moléculas orgânicas, enquanto a perda de pressão é reduzida pela sua espessura delgada.

Novos materiais disponíveis para membranas podem operar em ampla faixa de pH, de 4 a 8. Também não são susceptíveis ao ataque biológico. Entretanto, podem apresentar elevada sensibilidade ao cloro e outros oxidantes químicos, problema inexistente para as membranas de acetato de celulose. Neste caso, o controle do *fouling* biológico é dificultado. Apesar de não ocorrer ataque direto de microrganismos sobre as membranas, a maior dificuldade em remoção das camadas superficiais de partículas ou organismos que se depositam sobre a superfície das membranas reduz significativamente a taxa de filtração do sistema, reconhecida como o principal problema operacional de membranas.

A associação de membranas a reatores biológicos consiste em técnica de depuração de efluentes com viabilidade econômica já comprovada em escala real de tratamento. Esta configuração substitui arranjo usual de reator biológico, decantador secundário e unidade de filtração para produção de efluente em nível de qualidade terciário. Uma das vantagens principais de reatores biológicos associados com membranas consiste, além da recirculação total da biomassa ativa do processo, na capacidade de remoção de organismos patogênicos, promovendo adicionalmente a desinfecção do efluente. Isto é particularmente importante quando é considerada a opção do reúso de efluentes.

Neste capítulo é discutido o emprego de membranas como alternativa ao uso de desinfetantes químicos, abordando-se em particular as modalidades de micro e ultrafiltração. Membranas de nanofiltração e osmose reversa apresentam importantes propriedades na potabilização de águas pela sua capacidade adicional de rejeitar constituintes orgânicos precursores de substâncias indesejadas na água, após processos de oxidação, porém não serão objeto de discussão no presente capítulo.

Separação de microrganismos por membranas

A remoção de partículas incluindo colóides biológicos por membranas depende de vários fatores, sendo o tamanho dos poros o parâmetro crítico para desinfecção. Genericamente, o diâmetro do poro da membrana deve ser menor do que o tamanho dos microrganismos. Entretanto, testes com membranas têm demonstrado que, em

razão da propriedade de rejeição das membranas, microrganismos menores que o tamanho do poro podem sofrer retenção significativa. A Tabela 9.3 apresenta valores do tamanho aproximado de microrganismos encontrados na água ou comumente utilizados em estudos de separação por membranas.

Tabela 9.3 Tamanho aproximado de microrganismos de interesse encontrados nos recursos hídricos superficiais.

Organismo	**Modelo**	**Tamanho aproximado (µm)**
Vírus entéricos	Bacteriofage MS2	0,025
Bactérias coliformes	*Escherichia coli*	1-3
Oocistos	*Cryptosporidiumm parvum*	3-8
Cistos	*Giardia muris*	7-14

A teoria da estabilidade dos colóides pode ser aplicada para descrever a interação entre colóides e membranas. Se as partículas e a membrana são carregadas com cargas elétricas opostas ou se o potencial zeta de ambas são apropriados, as partículas vão aderir na matriz da membrana, resultando na remoção de partículas menores que os poros da membrana (Pall *et al.,* 1980). Considerando o fato de que microrganimos têm propriedades coloidais (Daniels, 1980) os mesmos princípios podem ser aplicados a colóides biológicos e não-biológicos.

Atualmente é reconhecido que os parâmetros mais importantes no desempenho da microfiltração são o fluxo hidráulico e capacidade de rejeição de pequenas partículas. Fluxos mais elevados prejudicam a capacidade de rejeição, entretanto, o tamanho das partículas, o tamanho dos poros e a espessura da membrana também influenciam o processo de separação de partículas menores que o tamanho dos poros.

Resultados experimentais de microfiltração obtidos por Herath *et al.* (1998) indicaram que a rejeição de vírus pode ser determinada por modelos baseados na relação entre diâmetro das partículas e diâmetro dos poros, negligenciando termos difusionais.

Levando em conta apenas o tamanho dos poros, pode-se considerar que vírus não teriam possibilidade de penetrar em membranas de ultrafiltração. Estudos desenvolvidos por Urase *et al.* (1994) observaram que a passagem de vírus através de membranas delgadas de ultrafiltração se deu, provavelmente, pela ocorrência de certa fração de poros com tamanho superior ao indicado pelo fabricante das membranas. Resultados obtidos por Otaki *et al.* (1998), referentes ao desempenho de unidades piloto de UF e NF para separação de colifagos e poliovírus, indicaram que, apesar de os organismos estudados terem tamanhos similares, a remoção dos fagos foi inferior

à obtida para poliovírus, evidenciando diferentes capacidades de rejeição de uma mesma membrana.

A remoção de coliformes fecais (CF) em membranas Scimat instaladas num reator de lodos ativados tratando esgoto sanitário e operadas na modalidade de filtração em fluxo cruzado foi avaliada por Till *et al.* (1998). A membrana com tamanho de poro de 0,45 μm apresentou eficiência elevada no tratamento de efluente primário e secundário (4-5 unid. log), comparável a outras membranas comerciais (Memcor, Stork e Renovexx). Eficiências não satisfatórias foram obtidas para a porosidade de 1,2 μm (1-3 unid. log), o que demonstra a importância do tamanho dos poros no processo de separação de microrganismos. A Tabela 9.4 apresenta resultados de remoção de bactérias e vírus obtidos para diferentes sistemas de membranas de microfiltração tratando esgotos sanitários.

Tabela 9.4 Remoção de microrganismos usando diferentes tipos de membranas.

Membrana	Tamanho do poro (μm)	Remoção média (log)	Bactéria/vírus
RBM:			
PE	0,1	4-6	Colifago QB
PS	0,5	5	TC
PS	0,3	ND	TC
Mentec (1)	0,2	ND	CT
Mencor (1)	0,2	3,8	CF
Renovexx (1)	0,5-1,5	3,3	CF
Stork (2)	0,05-0,2	2,5	CF
Starcosa (2)	0,2	ND	CT
Dow (2)	0,2	< 7	CT

RBM = reator lodos ativados com membranas; PE = polietileno; PS = polisulfona
(1) = efluente primário; (2) = efluente secundário
ND = não detectado; CT = coliformes totais; CF = coliformes fecais
Fonte: Mallia & Till (2001).

Dimensionamento

Meltzer (1988) recomenda que a escolha da membrana e, em particular, a determinação da eficiência de separação de microrganismos seja baseada em experimentos empregando a água a ser tratada. Membranas de microfiltração são usualmente empregadas para remoção de bactérias e protozoários, embora diversas pesquisas e aplicações em escala real demonstrem a vantagem adicional de boa separação de vírus.

Modelos matemáticos complexos podem ser desenvolvidos para predizer o desempenho de uma membrana específica. Entretanto, o fluxo de passagem de água através de uma membrana pode ser caracterizado por equações simplificadas, tais como:

$$Q_p = J_{tm} \cdot S \tag{9.5}$$

em que:

Q_p = fluxo de permeado do sistema (L/h)
J_{tm} = taxa de fluxo através da membrana (L/h.m^2)
S = área superficial ativa da membrana (m^2)

O fluxo através da membrana é função de diversas variáveis específicas da membrana e parâmetros operacionais do sistema, bem como da ocorrência de *fouling*, ou seja, a deposição de uma camada de partículas sólidas na superfície das membranas que pode afetar significativamente a taxa de filtração. A área de módulos de microfiltração e ultrafiltração situa-se na faixa de 1 a 15 m^2, porém módulos com área de membrana de até 50 m^2 estão em desenvolvimento.

Os parâmetros operacionais que afetam diretamente a taxa de fluxo são:

- Pressão
- Concentração na alimentação
- Temperatura
- Taxa de fluxo e turbulência no canal de alimentação

A pressão aplicada na membrana é parâmetro de fundamental importância na determinação da taxa de fluxo. Na modalidade de filtração direta a pressão aplicada na membrana corresponde a:

$$P_{tm} = P_e - P_p \tag{9.6}$$

em que:

P_e = pressão na alimentação
P_p = pressão no permeado

Quando o sistema é operado em fluxo cruzado, a pressão média aplicada na membrana corresponde a:

$$P_{tm} = (P_e - P_s) / 2 - P_p \tag{9.7}$$

em que:

P_s = pressão na saída do módulo

A pressão aplicada através de membranas de microfiltração usualmente varia na faixa de 0,15 a 1 bar, sendo a pressão total aplicada no módulo na faixa de 0,7 a 2 bar.

A importância da concentração na alimentação reside no fato de que sua variação afetará a viscosidade, a massa específica e a difusividade da solução de alimentação. No caso específico de separação de microrganismos, a concentração máxima tolerável pode atingir valores de até 50.000 mg SSV/L.

A temperatura afeta o fluxo tanto na região onde é controlado pela pressão como na região onde este é controlado pela transferência de massa. Na região controlada pela pressão seu efeito ocorre na massa específica e na viscosidade da solução. Em termos práticos, um aumento de 30°C para 45°C na temperatura provocará um aumento de 100% no fluxo.

A agitação e a mistura do fluido próximo à superfície da membrana promove “limpeza” do soluto acumulado, reduzindo a espessura da camada-limite e aumentando o coeficiente de transferência da massa. A modalidade de filtração em fluxo cruzado oferece a vantagem de permitir longos intervalos entre limpeza, baseado neste efeito.

A Tabela 9.5 apresenta a faixa usual dos parâmetros empregados no pré-dimensionamento de unidades de micro e ultrafiltração.

Tabela 9.5 Parâmetros típicos de anteprojeto de unidades de micro e ultrafiltração.

Parâmetros	Faixa de valores
Fluxo (L/h.m^2)	80-200
Velocidade fluxo cruzado (m/s)	0-3
Recuperação de permeado (%)	85-97
Lavagem contra-corrente:	
Duração (s)	10-180
Freqüência (1/min)	1/30-1/180
Pressão (bar)	0,35-3

Custos

O custo global (investimento e operação) de unidades de membranas tem apresentado tendência significativa de queda nos últimos anos graças à redução dos custos de aquisição de novas membranas, bem como pela menor pressão requerida por membranas delgadas. Custos unitários apresentados por Adham *et al.* (1996)

indicam valores na ordem de US$ 0,13/m^3 para unidades com capacidade maior que 19.000 m^3/dia, podendo atingir o valor de US$ 0,66/m^3 para unidades com capacidade de 38 m^3/dia, adotando-se taxa de juros de 7% aa. e 20 anos de prazo de amortização dos investimentos.

A parcela principal do custo operacional corresponde ao consumo de energia elétrica para pressurização das membranas, situando-se na faixa de 0,25 até 1 kWh por m^3 de água tratada (Dittrich *et al.*, 1997) para configuração de filtração direta e fluxo cruzado, respectivamente.

Referências bibliográficas

ADHAM, S. S.; JACANGELO; J. G.; Laîné. Characteristics and costs of MF and UF plants. *Jour. Am. Water Works Ass*., p. 22-31, mai. 1996.

CONNELL, G. F. *The chlorination and cechlorination handbook*. Washington: WEF, 2002.

DANIELS, S. L. Mechanisms involved in sorption of microrganisms to solid surfaces. In: BITTON; MARSHALL (Eds.). *Adsorption of microrganisms to surfaces*. New York: John Wiley, 1980. p. 7-58.

DE LUCA, S. J. A desinfecção com agentes químicos. In: DANIEL, L. (Ed.). *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. Rio de Janeiro: PROSAB 2, ABES, 2001.

DE LUCA, M. A.; DE LUCA, S. J. Síntese eletroquímica do íon ferrato(VI). *Química Nova*, v. 26, n. 3, p. 420-424, 2003.

DE LUCA. *Avaliação da toxicidade de efluentes desinfetados com o íon ferrato(VI) a alevinos de tilápia do Nilo.* PROSAB II, Tema 2, FINEP/CNPQ/CEF. 2003. (Relatório Final de Pesquisa).

DITTRICH, J.; GNIRSS, R.; PETER-FROHLICH, A.; SARFET, F. Microfiltration of municipal wastewater for disinfection and advanced phosphorous removal. In: ANNUAL WATER ENVIRN. FED. TECH. CONF. EXPOSITION, 70., 1997, Chicago. *Proceedings...* Chicago, 1997. v. 8, p. 391.

EPA. *Combined sewer overflow technology fact sheet, alternative disnfection methods*. Washington. 1999.

HERATH, G.; YAMAMOTO, K.; URASE T. Mechanism of bacterial and viral transport through microfiltration membranes. *Water Sci. and Tech.*, v. 38, n. 4-5, p. 489-496, 1998.

LLOYD, B; JINAG, J. Progress in the development and use of ferrate(VI) salt as an oxidant and coagulant for water and wastewater treatment. *Water Res.*, v. 26, p. 1397-1408, 2002.

MALLIA H.; TILL, S. Membrane bioreactors: wastewater treatment applications to achieve high quality effluent. In: CONFERENCE WIOA ON WATER TREATMENT PROCESSES, 2001, Austrália. *Proceedings*... Austrália, 2001.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering*. New York: John Willey & Sons. 2001

OTAKI, M.; YANO, K.; OHGAKI, S. Virus removal in a membrane separation process. *Water Sci. and Tech.*, v. 37, n. 10, p. 107-116, 1998.

REBHUN, M.; GROSSMANN, L.; MANKA, J. Formation of disinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and renovated water. *Jour. WEF,* v. 69, n. 6, 1997.

SHARMA, V. Potassium ferrate(VI): an enviromentally friendly oxidant. *Adv. Environ. Research*, v. 6, p. 143-156, 2002.

SPEITEL, G.; SYMONS, J.; WANIELISTA, M.; MIALARET, J. Advanced oxidation/ biodegradation process for the destruction of TOC and disinfection by products preccursors. *JAWWA*, v. 92, p. 59-73, 2000.

TILL, S. W.; JUDD, S. J.; MCLOUGHLING, B. Reduction of faecal coliform bacteria in sewage effluents using a microporous polimeric membrane. *Water Sci. and Tech*., v. 32, n. 5, p. 1417-1422, 1998.

URASE, T.; YAMAMOTO, K.; OHGAKI, S. Effect of pore size distribution of ultrafiltration membranes on virus rejection in crossflow conditions. *Water Sci. and Tech*., v. 30, n. 9, p. 199-208, 1994.

WATTS et al. Photocatalytic oxidation: the process and its pratical applications. In: MID ATLANTIC CONF., 25., 1995, Maryland. *Proceedings...* Maryland, 1995. v. 29, p. 95.

WHITE, C. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 4. ed. New York: John Willey & Sons, 1999.

ZHOU, H.; SMITH, D. W. Advanced technologies in water and wastewater treatment. *J. Environ. Eng. Sci*., v. 1, p. 247-264, 2002.

Capítulo 10

Análise Crítica

Eduardo Pacheco Jordão e Pedro Alem Sobrinho

Justificativas para a desinfecção

É recente a prática da desinfecção de esgotos no Brasil, e poucas são as estações de tratamento projetadas com dispositivos para atender a tal objetivo. Em parte pela reduzida quantidade de estações de tratamento construídas no Brasil, pela limitada disponibilidade de recursos para a construção das ETEs e pelo próprio aumento dos custos de implantação e operação nos eventuais casos em que este tratamento complementar é implantado. O fato é que a desinfecção de esgotos não constitui prática usual nos sistemas de tratamento em nosso País.

Não obstante, a legislação federal há muito identifica e requer a implantação de unidades de desinfecção de esgotos tratados: a Resolução 20/86 do Conama (1986), ao fixar para as águas de classe 2 limites máximos de até 1.000 CF/100 ml, em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, praticamente definiu a necessidade da redução de microrganismos através da desinfecção do esgoto tratado que é lançado em corpos d'água dessa classe, ou de classes de melhor qualidade. Vale lembrar que o esgoto tratado em grau secundário ainda apresenta teor de CF da ordem de 10^6 NMP/100 ml, e que a maior parte de nossos corpos de água doce se acha enquadrada na classe 2.

Por sua vez, a Resolução 274/00 do Conama (2000), tratando da balneabilidade, indica um limite máximo de 1.000 CF/ 100 ml para as águas salinas (classe 5) e salobras (classe 7), o que conduz igualmente à necessidade de desinfecção para esgotos lançados próximo à costa e em profundidades rasas.

Atualmente, sempre que se trata de usos da água para recreação de contato primário e nos casos em que claramente se fará reúso do esgoto tratado em agricultura, os órgãos ambientais vêm sendo bastante rigorosos quanto à necessidade de desinfecção de esgotos. No caso de reuso agrícola, é usual a aplicação das guias da Organização Mundial da Saúde – OMS (1989), que estabelecem que a qualidade microbiológica de efluentes tratados usados em irrigação de culturas consumidas cruas, bem como em campos esportivos ou parques públicos, com grupos de trabalhadores ou consumidores expostos, deva ser inferior a 1.000 CF/ 100 ml, como média geométrica,

e o número de ovos Nematóides intestinais deve ser de no máximo 2/litro, como média aritmética.

Observando-se maior rigor por parte das agências ambientais de alguns Estados, um número de ETEs com tratamento complementar por desinfecção já pode ser encontrado, embora ainda reduzido. Em alguns casos, o rigor da lei vem sendo aplicado com mais escrúpulo, a ponto de proibir a cloração, por conta do temor de possível formação de subprodutos organoclorados, exigindo-se outras opções tecnicamente disponíveis, embora mais onerosas.

Caberia aqui a indagação: quando realmente é imperioso obrigar a desinfecção de esgotos tratados, e em que casos poderia ser dispensável? Pergunta corajosa, de difícil resposta! O bom senso deve prevalecer, o estudo do caso específico deve ser realizado, à luz do real uso preponderante da água do corpo receptor, e das questões de preservação da saúde pública, sem que necessariamente os dispositivos legais sejam postos de lado.

Outra questão que recentemente vem sendo levantada pelas agências ambientais, por organizações não governamentais e pelos próprios projetistas é o tipo do desinfetante a aplicar, existindo muitas vezes posição contrária ao uso do cloro e seus compostos, com receio da formação de subprodutos organoclorados. Como se discute adiante, os estudos disponíveis já mostram que a desinfecção com cloraminas é capaz de evitar as formações de subprodutos indesejáveis (especialmente os trihalometanos), de acordo com os padrões atuais, devendo-se apenas evitar a presença de cloro livre (Metcalf & Eddy, 2003).

Opções de desinfecção

Os estudos realizados pela rede do PROSAB consideraram a aplicação de compostos de cloro (hipoclorito de sódio e dióxido de cloro), radiação ultravioleta, ozonização, e lagoas de maturação. Embora uma abordagem inicial já tenha sido apresentada no Capítulo 1, a seguir apresenta-se a Tabela 10.1, que compara várias características dos processos e desinfetantes, e uma discussão sobre a aplicabilidade dessas diferentes opções e dos resultados apresentados nos capítulos anteriores deste livro.

Compostos de cloro

A desinfecção por cloro constitui a prática mais comum no Brasil em abastecimento de água, sendo a tecnologia totalmente dominada e conhecida. A tendência da desinfecção de esgotos tratados deve ser a mesma, pela familiaridade com a desinfecção da água e pela disponibilidade de produtos e equipamentos. Como opções se tem assim a possibilidade do uso de:

- cloro gasoso;
- hipoclorito de cálcio;

Tabela 10.1 Características típicas dos principais processos e desinfetantes.*

Características	Cloro gasoso	Hipocloritos	Dióxido de cloro	Radiação ultravioleta	Ozônio	Lagoas de maturação
Custo de implantação	Menor	Médio	Médio	Elevado	Elevado	Elevado
Custo de operação	Menor	Médio	Médio	Elevado	Elevado	Menor
Eficiência de desinfecção	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada
Aplicabilidade a ETEs	Médias a grandes	Pequenas a médias	Pequenas a médias	Pequenas a grandes	Médias a grandes	Pequenas a médias
Geração de subprodutos	Organoclorados possível	Organoclorados possível	Menor	Não	Não	Não
Pureza do desinfetante	Elevada	Baixa	Boa, gerado *in loco*	–	–	–
Toxicidade aos microrganismos	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	–
Toxicidade à vida aquática	Elevada	Elevada	Elevada	Não	Elevada	Não
Grau mínimo de tratamento	Primário	Primário	Primário	Secundário	Secundário	Secundário
Corrosividade	Elevada	Elevada	Elevada	Não	Elevada	Não
Riscos operacionais	Elevados	Elevados	Elevados	Não	Moderados	Não

* Adaptada de Metcalf & Eddy (2003).

- hipoclorito de sódio; e
- dióxido de cloro

O cloro gasoso seria indicado para as instalações de maior porte e os hipocloritos, para as estações menores. A principal razão do uso do cloro gasoso nas estações de porte médio e grande, em detrimento dos hipocloritos, é que estes apresentam baixo teor de pureza, elevada capacidade corrosiva e maiores cuidados de transporte e manuseio, resultando ainda em custos mais elevados para o caso de instalações de maior porte. O dióxido de cloro, por sua vez, torna-se interessante por reduzir os riscos de formação de compostos organoclorados.

A principal desvantagem da cloração ao tratar esgotos está na grande demanda de cloro por reações secundárias, dando margem a uma elevada dosagem requerida. A Tabela 10.2 indica dosagens típicas de cloro para diferentes processos, observando-se esses elevados valores.

Tabela 10.2 Dosagem de cloro para diferentes tipos de efluentes.*

Tipo de esgoto doméstico	Dosagem (mg/l)
Esgoto bruto	6 a 15
Esgoto bruto séptico	12 a 30
Efluente decantado	8 a 20
Efluente de precipitação química	3 a 10
Efluente de filtração biológica	3 a 15
Efluente do processo de lodos ativados	2 a 8
Efluente secundário filtrado	1 a 6

*Valores típicos, adaptada de WEF (1996).

Nos experimentos realizados no âmbito do PROSAB em escala piloto ou real, obtiveram-se dosagens dentro da faixa acima indicada. No entanto, verificou-se que testes realizados em laboratório, em provas de jarro, indicavam sempre uma dosagem ótima inferior à verificada em escala real, o que é compreensível, considerando-se as condições especiais de mistura obtidas em laboratório. Assim, ao ter como referência uma indicação bibliográfica de dosagem de cloro, deve-se levar em conta a forma pela qual esse dado foi produzido.

Qualquer que seja o composto de cloro usado, a dosagem aplicada deverá ser tal que um residual mínimo seja conseguido após determinado tempo de contato. Tanto o cloro residual quanto o tempo de contato dependem da finalidade da cloração ou, eventualmente, da imposição da autoridade ambiental local. O residual mínimo

indicado costuma ser da ordem de 0,5 mg/L para um tempo de contato mínimo de 30 minutos, para a vazão média, e 15 minutos, para as vazões de pico. Em condições particulares e com fins específicos, esses tempos podem ser maiores, assim como a concentração de cloro residual e a dosagem aplicada.

Na verdade, a dosagem requerida deverá ser função não apenas do tipo de esgoto, mas também da inativação desejada (densidade de CF no efluente desinfetado, ou remoção de CF ou de protozoários, por exemplo), do residual de cloro desejado e do tempo de contato na câmara de cloração. Modernamente se tem trabalhado com um conceito mais amplo que considera o produto do cloro residual mantido (C_R) pelo tempo de contato (t), medido em [mg.min/L], representado por $C_R.t$, a que se poderia chamar de "dose residual".

A Tabela 10.3 mostra faixas de dose residual ($C_R.t$) para diversos graus de inativação de bactérias e diferentes desinfetantes, segundo Metcalf & Eddy (2003).

Tabela 10.3 Faixas usuais de dose residual para inativação de bactérias.*

Desinfetante	Unidade	Inat. 1-log	Inat. 2-log	Inat. 3-log	Inat. 4-log
Cloro livre	mg.min/L	0,1-0,2	0,4-0,8	1,5-3,0	10-12
Cloramina	mg.min/L	4-6	12-20	30-75	200-250
Dióx. de cloro	mg.min/L	2-4	8-10	20-30	50-70
Ozônio	mg.min/L	–	3-4	–	–
Radiação UV	mJ/cm^2	–	30-60	60-80	80-100

* Para efluente secundário filtrado, pH ~7, T = 20°C; segundo Metcalf & Eddy (2003).
1 $mJ/cm^2 = 10^{-3} W.s/cm^2$.

A relação aproximada entre a ação germicida do cloro no esgoto e a dose residual, de acordo com a seguinte formulação de Collins & Selleck (1972), pode ser em princípio adotada:

$$N_t = N_o (1 + 0,23\, C_R.t)^{-3}$$

N_o = densidade de CF no esgoto a tratar, NMP/100 ml
N_t = densidade de CF no esgoto clorado, NMP/100 ml
C_R = concentração de cloro residual, mg/L
t = tempo de contato, min.

A garantia de que o tempo de contato foi obedecido é dada pela passagem do esgoto a ser clorado num tanque de contato, dimensionado de forma a reter o líquido no tempo especificado e com boas características de mistura do esgoto e do cloro aplicado. Essas particularidades de condições de mistura e de hidrodinâmica do tanque

de contato se mostraram fundamentais nos experimentos realizados, a ponto de alguns resultados terem sido considerados insatisfatórios por deficiência nestes dois aspectos.

A fim de conseguir esses objetivos, os seguintes cuidados podem ser recomendados (Jordão & Pessoa, 2003):

- a solução de cloro deve ser injetada por meio de um difusor, de modo a se obter uma distribuição uniforme ao longo da vazão afluente de esgoto; este difusor, na sua forma mais simples, pode ser um tubo plástico perfurado;
- uma mistura adequada deve ser proporcionada à solução de cloro e ao esgoto; esta mistura pode ser conseguida naturalmente por meio de turbulência hidráulica ou por meio de um agitador mecânico, neste último caso por um período mínimo de 5 a 20 segundos, no ponto de aplicação;
- a potência de agitação no ponto de aplicação ou no tanque de mistura rápida pode ser calculada pelas formulações típicas dos processos de mistura rápida, aplicando-se gradiente hidráulico da ordem de 1500 a 3000 s^{-1};
- a câmara de contato deve ser com chicanas ou compartimentada, a fim de evitar curto-circuitos e assegurar a permanência desejada; modernamente têm-se usado câmaras retangulares, estreitas e compridas, quase sempre com chicanas, com relação comprimento/largura de pelo menos 10:1; e
- deve-se dotar esta câmara de contato de uma descarga de fundo, que será aberta caso haja acumulação de alguma forma de lodo no fundo; em alguns experimentos realizados no âmbito do PROSAB, sem esta descarga de fundo, ocorreu acumulação de matéria sólida no fundo da câmara, tornando maior a demanda de cloro, desnecessariamente.

A preocupação que levou a que os padrões de potabilidade nos Estados Unidos, na Comunidade Européia e no Brasil limitassem a concentração de trihalometanos (THM) e outros compostos nas águas de abastecimento tem sido estendida à possibilidade de formação de subprodutos da cloração de efluentes de esgotos tratados, conhecidos pela terminologia inglesa DBP, *desinfection by-products*, ou SPD, "subprodutos da desinfecção" (Jordão & Pessoa, 2003). A maior parte desses SPD é formada pela reação do cloro com a matéria orgânica presente nos efluentes ou nos corpos d'água, gerando compostos haloorgânicos, ou organoclorados, em que predominam trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos (AHA). A quantidade total de haloorgânicos é denominada halogênios orgânicos totais, abreviado na forma TOX, e a maior parte deles é tida como causadora de efeitos adversos à saúde (EPA, 2001), o que tem levado a grandes preocupações com a cloração de esgotos tratados.

As primeiras suspeitas da correlação entre a água de abastecimento público e a ocorrência de câncer surgiram nos Estados Unidos, em 1974, quando as pesquisas da Agência de Proteção Ambiental (Usepa) indicaram a presença de trihalometanos, nas águas cloradas, em concentração superior a de outros contaminantes.

Assim, o risco da desinfecção do esgoto com cloro se torna maior à medida que o efluente lançado no corpo receptor se misture, por exemplo, com água a ser captada para abastecimento público. Da mesma forma é preocupante a irrigação com esgotos tratados clorados, pela contribuição cumulativa de haloorgânicos no solo e no lençol subterrâneo.

Não obstante, alguns estudos indicam que na cloração de efluentes contendo amônia, como no caso de efluentes de tratamento secundário sem nitrificação e mesmo com nitrificação mas com um residual de amônia, como é comum ocorrer, a formação de cloraminas é predominante, e a taxa de formação de subprodutos muito baixa, com inexpressiva geração de THM (Rebhun *et al*., 1997). Já no caso de efluentes sem presença de amônia, o cloro residual está sob a forma de cloro livre, com geração de THM e AHA, crescente com a própria dosagem de cloro aplicada (alto consumo de cloro). Assim, a desinfecção com cloro é menos agressiva no caso de efluentes com presença de amônia, diminuindo a formação de subprodutos. A diferença entre a geração de TOX nos casos de cloração em efluentes sem amônia e com a sua presença chega a ser da ordem de 10 vezes ((Rebhun *et al*., 1997).

Os estudos disponíveis já mostram que a desinfecção com cloraminas é capaz de evitar a formação de subprodutos indesejáveis, de acordo com os padrões atuais, devendo-se evitar apenas a presença de cloro livre (Metcalf & Eddy, 2003).

No âmbito da rede do PROSAB, resultados desta natureza foram confirmados por De Lucca *et al*. (2003), pesquisando a geração de THMs e HAAs após a desinfecção, com hipoclorito de sódio, de efluentes tratados em 4 sistemas de tratamento (lodos ativados, lagoas de estabilização, UASB e reatores aeróbios seqüenciais em batelada). Comparando-se os resultados de THMs e HAAs com o teor de nitrogênio amoniacal naqueles efluentes, observou-se decréscimo dos subprodutos à medida que aumenta o teor de nitrogênio, possivelmente pela formação de cloraminas. Na verdade, como conclusão, aqueles pesquisadores consideram que a formação de TOX aumenta com a temperatura, com a dosagem do composto clorado, com o aumento do teor de carbono orgânico total, com a presença de ligações duplas da matéria orgânica dissolvida, com a dosagem de desinfetante, com a presença de brometos e com a ausência de nitrogênio amoniacal.

Ainda no âmbito das pesquisas de rede do PROSAB, um estudo de desinfecção com hipoclorito de sódio do efluente de uma lagoa facultativa (de Lins, SP) mostrou não haver formação de THM nos testes realizados, e mesmo com dosagens mais elevadas de cloro as concentrações geradas foram muito baixas, atribuindo-se este fato ao alto teor de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa e à reação preferencial de formação de cloraminas.

Como alternativa ao cloro gasoso e aos hipocloritos, pode-se trabalhar com o dióxido de cloro, que se caracteriza como desinfetante de alto poder de desinfecção,

considerado como de eficiência biocida maior que o cloro livre ou a monocloramina. Sua vantagem principal está no fato de apresentar, dentre os compostos normalmente usados, menor formação de subprodutos da desinfecção, ou organoclorados. Já a desvantagem principal está na presença de clorito ou de clorato resultantes de sua aplicação, admitindo-se que ambos apresentam implicações toxicológicas ainda desconhecidas ou em estudo. Outro inconveniente é que o dióxido de cloro existe como um gás dissolvido na fase líquida, devendo ser gerado localmente na estação de tratamento a partir do clorito de sódio, do clorato de sódio ou do ácido clorídrico, não podendo ser armazenado.

Radiação ultravioleta

Recentemente se têm observado muitos avanços com a prática da desinfecção com radiação ultravioleta. A energia ultravioleta é absorvida pelos microrganismos, causando alterações estruturais no DNA que impedem a reprodução. Ocorre assim a inativação dos microorganismos. Uma característica principal relativa à radiação UV é sua maior capacidade de inativação de cistos de protozoários e vírus.

O método é totalmente físico, sendo vantajoso por sua eficiência e simplicidade, não requerendo qualquer adição de substância química ou aditivos. Por outro lado, não há qualquer interferência das características físico-químicas do esgoto, salvo da maior ou menor concentração de sólidos em suspensão. Isto porque a radiação emitida deve atingir o microrganismo, requerendo-se assim um efluente com baixa concentração de SST e de turbidez, preferencialmente menos que 10 mg SST/L. No entanto, pesquisas desenvolvidas no PROSAB mostraram ser possível boa inativação de CF em efluentes com 20, 30, 40 mg SST/L (Chernicharo, 2001); evidentemente, quanto pior a qualidade do efluente, maior a dosagem de aplicação necessária, maior o consumo de energia e menor a eficiência, sendo praticamente necessário um efluente tratado em nível secundário, pelo menos.

As vantagens principais dos sistemas de UV, além da maior aplicabilidade à inativação de protozoários e vírus, podem assim ser ditas:

- facilidade de operação e segurança;
- eliminação do uso de reagentes e produtos químicos;
- baixo tempo de contato; e
- eliminação dos riscos de formação de compostos organoclorados.

Por outro lado, as desvantagens principais, que praticamente limitam a aplicação a efluentes secundários ou terciários:

- é necessário que o esgoto apresente baixa concentração de sólidos em suspensão e baixa turbidez;

- os tubos das lâmpadas precisam ser periodicamente limpos, por acumulação de limo e matéria graxa;
- não se detecta qualquer residual após a desinfecção; no caso de esgotos, esta característica vem a ser até interessante, pois o lançamento do efluente tratado sem residual reduz o impacto ao corpo receptor e sua biota; e
- seu alto custo, tanto de instalação como de energia, dificultando, pelo menos por enquanto, sua utilização em larga escala.

Nas pesquisas realizadas no âmbito do PROSAB verificou-se que a intensidade de radiação se reduzia, em alguns casos ou em alguns tipos de lâmpadas, mais rapidamente que o esperado, assim como sua vida útil, nem sempre correspondendo ao informado pelo fabricante. Assim, recomenda-se especial cuidado em relação à qualidade das lâmpadas compradas ou especificadas.

As eficiências de inativação de bactérias obtidas nos experimentos do PROSAB estão em geral de acordo com as citadas por Metcalf & Eddy (2003) para diferentes faixas de dose aplicadas, resumidas na Tabela 10.4.

Tabela 10.4 Doses de radiação UV para diferentes tipos de microrganismos e diversos graus de inativação (mJ/cm^2)

Microrgan.	Inat. 1 – log	Inat. 2 – log	Inat. 3 – log	Inat. 4 – log
Bactérias	–	30-60	60-80	80-1
Protozoários	5-10	10-15	15-25	–
Vírus	–	20-30	50-60	70-90

$1\ mJ/cm^2 = 1\ mW.s/cm^2$.

Ozônio

O ozônio é um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de bactérias, protozoários, vírus e outros parasitas, dispondo de poder desinfetante cerca de 10 vezes superior ao do cloro. Não obstante, é também muito efetivo na oxidação da matéria orgânica, o que praticamente requer maior dosagem de aplicação no caso de esgoto apenas parcialmente tratado. Além da matéria orgânica, sua eficiência pode variar também com a temperatura, a turbidez e o pH. A desinfecção com ozônio tem sido prática comum em tratamento de água em vários países da Europa. Para desinfecção de esgotos tratados, no entanto, só é recomendado para efluentes tratados pelo menos em nível secundário.

As vantagens da ozonização são praticamente as mesmas da aplicação de ultravioleta, além de reduzir bem a cor. Já as desvantagens principais são:

- a necessidade de um esgoto de baixíssima concentração de matéria orgânica, visando a reduzir a demanda de ozônio;
- a limitação da ozonização no caso de efluentes com elevada concentração de sólidos em suspensão, uma vez que os organismos podem estar adsorvidos na parcela de sólidos;
- o custo elevado dos equipamentos de geração de ozônio, constituindo o maior impecílio a sua utilização em nosso País.

Os estudos desenvolvidos no âmbito do PROSAB indicaram a viabilidade técnica de sua aplicação, obtendo-se doses residuais (C_R. t) compatíveis com as faixas citadas por Metcalf & Eddy (2003), apresentadas na Tabela 10.5. Mas os custos de implantação do sistema de geração "in loco" e de aplicação, e os de operação, tornam esta alternativa a mais cara das diversas formas de desinfecção, dificultando assim sua expansão entre nós.

Tabela 10.5 Faixas usuais de dose residual para inativação de microrganismos com ozônio (mg.min./L).

Microrgan.	Inat. 1 – log	Inat. 2 – log	Inat. 3 – log	Inat. 4 – log
Bactérias	–	3-4	–	–
Protozoários	0,2-0,4	0,5-0,9	0,7-1,4	–
Vírus	–	0,3-0,5	0,5-0,9	0,6-1,0

Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são, sem dúvida, uma alternativa muito econômica e simples, visando à desinfecção. Considerando um sistema em série, e seu posicionamento a jusante de uma lagoa facultativa, ou mesmo de reatores UASB e outros tratamentos mais compactos, é possível obter eficiência de remoção de coliformes de até 99,9999% ou 6 log, para o conjunto de lagoas. No Capítulo 8 deste livro se encontram dados de campo de lagoas pesquisadas no âmbito do PROSAB, bem como recomendações para projeto.

A questão fundamental no dimensionamento de lagoas de maturação reside na adoção adequada dos coeficientes de decaimento bacterianos (K_b). A Tabela 10.6 resume as faixas de valores típicos recomendados por von Sperling *et al.*, no Capítulo 7, para dimensionamento de lagoas facultativas e de maturação, segundo os modelos de fluxo disperso e mistura completa.

Tabela 10.6 Valores típicos de K_b a 20ºC – (d^{-1}).*

Tipo de lagoa	Tempo de detenção (d)	Profundidade (m)	Relação L/B	(K_b) fluxo disperso (d^{-1})	(K_b) mistura completa (d^{-1})
Facultativa	10 a 20 20 a 40	1,5 a 2,0	2 a 4	0,2 a 0,3	0,4 a 1,6 1,6 a 5,0
Maturação sem chicanas, lagoas em série	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,0	1 a 3	0,4 a 0,7	0,6 a 1,2
Maturação com chicanas, lagoa única	10 a 20	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado
Maturação com chicanas, lagoas em série	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado

*Tabela 7.10 do Capítulo 7.

Custos da desinfecção

Sem dúvida, os custos relativos à cloração são ainda os mais baixos, em relação tanto à implantação como à operação. A desinfecção por radiação UV tem custos muito acima dos referentes à cloração apenas, mas já pode se tornar competitiva quando comparada ao conjunto cloração-descloração. A desinfecção por ozônio é de todas a opção a mais cara; no entanto, em ETEs que já utilizem oxigênio puro, o processo já pode se tornar competitivo.

Lagoas de maturação não têm custos de energia ou de produtos químicos, sendo altamente indicadas como parte de um conjunto de lagoas em série. Sua limitação está na possível falta de área disponível e nos próprios custos construtivos, que se tornam elevados à medida que cresce a vazão de esgotos.

A Tabela 10.7 apresenta custos de implantação e de operação para as diferentes opções de desinfecção, levando em conta os experimentos desenvolvidos no âmbito do PROSAB e em outros projetos. Esta informação tem ainda caráter preliminar, e não pode ser generalizada, tendo em vista o número pequeno de casos analisados e as diferentes populações estudadas, o que afeta o fator de escala.

Tabela 10.7 Custos de implantação e de operação para processos de desinfecção.

Desinfecção	ETE	População hab.	Vazão L/s	Custo de implantação R$	Custo unit. de implant. R$/hab.	Custo de operação R$/m³
Cloro gasoso (1)	Apucarana, PR	71.000	137	270.000,00	3,80	0,012
Cloro gasoso (2)	Maringá, PR ETE-Sul	124.000	310	600.000,00	4,83	0,024
Hipoclorito de sódio (3)	Bandeirantes, PR	41.380	88	230.000,00	5,55	0,078
Hipoclorito de sódio (4)	PR, Assis Chateaubriand	14.425	40	210.000,00	14,56	0,089
Dióxido de cloro (5)	Pesquisa PROSAB, PR	5.844	10	273.674,00	46,83	0,108
Radiação UV (6)	Pesquisa PROSAB, PR	5.844	10	128.433,00	21,98	0,034
Ozônio (7)	Pesquisa PROSAB, SC	10.000	18,5	181.120,00	18,11	0,091

(1) após UASB + FB; (2) após UASB + FB; (3) após UASB + F. An; (4) após UASB + lagoa;
(5) após UASB + FAD; (6) após UASB + FB;
(1) a (4): ETEs operadas pela Sanepar;
(5) e (6): segundo Miguel Aisse, dados de pesquisa, PUCPR;
(7): segundo Flávio Lapolli, dados de pesquisa, UFSC.

Critérios utilizados

1. Cloro gasoso

    a. Custo do cloro: R$ 2,26/kg.Cl

    b. Adotado 15% sobre este valor para custo O & M

    c. Em Maringá – ETE Sul, PR, gasta-se 250 kg Cl/d para tratar 310 L/s

    d. Em Apucarana, PR, gasta-se 55 kg Cl/d para tratar 137 L/s

2. Hipoclorito de sódio

    a. Custo do hipoclorito: R$ 6,70/kg Cl

b. Adotado 15% sobre este valor para custo O & M

c. Em Bandeirantes, PR, gasta-se 77 kg Cl/d para tratar 88 L/s

d. Na ETE Assis Chateaubriand – PR, gasta-se 40 kg Cl/d para tratar 40 L/s

3. Dióxido de cloro

a. Custo citado (PUCPR) para 10 L/s: R$ 0,108/m^3 tratado

4. Ultravioleta

a. Custo citado (PUCPR) para energia: R$ 0,0035/m^3 tratado

b. Custo citado (PUCPR) para reposição de lâmpadas: R$ 0,0235/m^3 tratado

5. Ozônio:

a. Custo citado (UFSC) para energia: R$ 465,60/mês por economia

b. Custo citado (PUCPR) para oxigênio: R$ 3333,33/mês por economia

c. Nos casos acima para 10.000 hab : 3,75 hab/economia

d. Adotado 15% sobre a soma de (a) e (b) para custo O & M

Conclusões

Como apresentado no corpo deste livro, a desinfecção de esgotos é um operação unitária que já apresenta tecnologia dominada em nosso País, possível de ser aplicada segundo diferentes processos. Destes, e fora as lagoas de maturação que requerem extensa disponibilidade de área, a cloração é ainda o mais econômico e recomendado. É preciso se precaver, porém, em relação a eventual formação de compostos organoclorados, recomendando-se a prática da desinfecção com cloraminas, sem a presença de cloro livre.

Referências bibliográficas

Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama 20/86.

___________. Resolução Conama 274/2000.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB/FINEP, 2001.

DE LUCA, S; SCHUCK, C; SCHIFINO, L. C; RÉGIO, E. *Desinfecção de efluentes biologicamente tratados com hipoclorito de sódio*: subprodutos e toxicidade a alevinos de tilápia do Nilo. Porto Alegre: PROSAB, 2003. (Relatório síntese).

EPA. *Controlling desinfection by-products and microbial contaminants in drinking water.* 2001. (EPA/ 600/R-01/110).

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES, 2003.

REBHUN, M. et al. Formation of desinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and renovated water. *Water Environment Research*, v. 69, n. 6, 1997.

WEF. *Wastewater desinfection, FD-10*. Water Environment Federation, 1996

___________.*Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Genebra: WHO, 1989.

WHITE, G. C. *Handbook of chlorination*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1972.